



**UNIVERSIDAD DE CUENCA
FACULTAD DE INGENIERÍA
CARRERA DE INGENIERÍA CIVIL**

“Evaluación del desempeño de un sistema piloto de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de aguas residuales domésticas en ecosistemas de montaña”.

Tesis de Posgrado
previo a la obtención del título de:
Magister en Investigación en Ciencias de la Ingeniería para la Gestión de los Recursos Hídricos

AUTORA:

Ing. Juana Priscila Padrón Palacios

C.I: 0104197119

DIRECTORA:

Dra. Gladys Guillermina Pauta Calle, M.Sc

C.I: 0300691045

Cuenca – Ecuador

RESUMEN

En la evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales (AARR), un factor muy importante es la eficiencia que el mismo pueda alcanzar en la disminución de nutrientes y patógenos. Los humedales artificiales de flujo subsuperficial horizontal (HSSF) son una alternativa sustentable para dicho tratamiento en pequeñas comunidades. Sin embargo, no se reportan referencias del uso de estos sistemas en condiciones de altura sobre los 2400 msnm. En el presente estudio se evaluó la eficiencia de tres humedales construidos a escala piloto en el tratamiento de AARR domésticas, empleando para ello diferentes tiempos de retención hidráulicos (TRH) y diferentes plantas emergentes. Los tres reactores trabajaron con cargas hidráulicas de 2,2 a 4 cm/d, temperaturas de 13 a 15 °C y a una altura de 2416 msnm. Los resultados mostraron que el desempeño de los pilotos alcanzaron valores promedio entre 50 y 90%, 75 y 98%, 40 y 58%, en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), Nitrógeno Orgánico (Norg), y Fósforo Total (FT) respectivamente; en cambio para los coliformes totales (CT) y *Escherichia coli* (*E. coli*), la remoción fue entre el 99,991 y el 99,999%; y el 99,96 y el 99,99% respectivamente, para TRH entre cinco y nueve días; lo que demuestra la factibilidad del uso de esta tecnología para las condiciones de altura y temperatura de la ciudad de Cuenca. El empleo de los modelos de flujo pistón y tanques en serie para el estudio de la remoción de los contaminantes investigados, mostró que, el de tanques en serie presentó mejor el funcionamiento que de los reactores. Para la remoción de patógenos, se observó que el modelo de flujo pistón, presentó de mejor manera el decaimiento de estos contaminantes.

PALABRAS CLAVE: HUMEDALES DE TRATAMIENTO; AGUA RESIDUAL; NUTRIENTES; PATÓGENOS; PILOTO; ECUADOR; ZONAS RURALES.

ABSTRACT

In the assessment of a wastewater treatment system, a very important factor is the efficiency that it can achieve in the decrease of nutrients. Constructed wetlands with horizontal subsurface flow are a sustainable alternative for such treatment in small communities. However, no references are reported for the use of these systems in conditions of height above 2400 m a.s.l. In the present study, the efficiency of three wetlands built on a pilot scale in the treatment of domestic wastewater was evaluated, using different hydraulic retention times (HRT) and different emergent plants. The three reactors worked with hydraulic loading rates of 2,2 to 4 cm / d, temperatures between 13 to 15 ° C and at a height of 2416 m a.s.l. The results showed that the performance of the pilots reached average values between 50 and 90%, 75 and 98%, 40 and 58%, in the removal of Total Kjeldahl Nitrogen (TKN), Organic Nitrogen (OGN), and Total Phosphorus (TP) respectively. However, for total coliforms (TC) and Escherichia coli (E.coli), the removal was between 99,991 and 99,999%; and 99.96 and 99.99% respectively, for HRT between five and nine days. It has demonstrated the feasibility of the use of these systems for the height and temperature conditions of the city of Cuenca. The use of plug-flow models and tanks-in-series for the study of the removal of the analyzed pollutants showed that the tanks-in-series represented better the operation of the reactors. In the case of the removal of pathogens, it was observed that the plug-flow model represented better the decay of these pollutants.

KEYWORDS: CONSTRUCTED WETLANDS; WASTEWATER; NUTRIENTS; PATHOGENS; PILOT; ECUADOR; RURAL COMMUNITIES.



- CONTENIDO -

RESUMEN.....	2
ABSTRACT	3
INTRODUCCIÓN	11
1.1 ANTECEDENTES.....	11
1.2 JUSTIFICACIÓN	13
1.3 OBJETIVOS	13
1.3.1 Objetivo general.	13
1.3.2 Objetivos específicos.....	13
1.4 HIPÓTESIS	14
MARCO TEÓRICO	15
2.1 MARCO CONCEPTUAL	15
2.1.1 Humedales De Tratamiento.....	15
2.1.2 Componentes de los Humedales Artificiales	16
2.1.3 Tipos de Humedales	19
2.1.4 Mecanismos para la Depuración de Contaminantes en los Humedales de Tratamiento (CWs) 23	
2.2 ESTADO DEL ARTE	30
MATERIALES Y MÉTODOS	34
3.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	34
3.2 DESCRIPCIÓN DE LAS UNIDADES DE TRATAMIENTO	34
3.3 CARACTERÍSTICAS DEL SISTEMA DE ALIMENTACIÓN	37
3.4 MUESTREO DE LA RED IMPLEMENTADA	38
3.4.1 Distribución Espacial	38
3.4.2 Distribución Temporal	39
3.4.3 Parámetros a analizar	40
3.4.4 Descripción de Equipos.....	40
3.5 ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICO Y BIOLÓGICO	41
3.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO	41
3.7 MODELOS DE TASAS DE DECAIMIENTO DE PRIMER ORDEN.....	42



3.7.1	Modelo de flujo pistón	42
3.7.2	Modelo de tanques en serie (TES)	43
3.8	CRITERIOS DE DESEMPEÑO DEL MODELO	44
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		46
4.1	REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL (NTK).....	46
4.1.1	Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	47
4.1.2	Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en función de la distancia.....	48
4.1.3	Análisis con el modelo de flujo pistón	49
4.1.4	Análisis con el modelo de tanques en serie	51
4.1.5	Reducción de carga	52
4.2	REMOCIÓN DE NITRÓGENO ORGÁNICO (N _{ORG}).....	52
4.2.1	Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Orgánico (Norg) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	53
4.2.2	Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Orgánico (Norg) en función de la distancia.....	55
4.2.3	Análisis con el modelo de flujo pistón	55
4.2.4	Análisis con el modelo de tanques en serie	57
4.2.5	Reducción de carga	58
4.3	REMOCIÓN DE FÓSFORO TOTAL (FT)	58
4.3.1	Eficiencia en la remoción de Fósforo Total (FT) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	59
4.3.2	Eficiencia en la remoción de Fósforo Total (FT) en función de la distancia	60
4.3.3	Análisis con el modelo de flujo pistón	61
4.3.4	Análisis con el modelo de tanques en serie	62
4.3.5	Reducción de carga	63
4.4	REMOCIÓN DE COLIFORMES TOTALES (CT)	63
4.4.1	Eficiencia en la remoción de Coliformes Totales (CT) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	64
4.4.2	Eficiencia en la remoción de Coliformes Totales (CT) en función de la distancia....	65




4.4.3	Análisis con el modelo de flujo pistón	66
4.4.4	Análisis con el modelo de tanques en serie	67
4.4.5	Reducción de carga	67
4.5	REMOCIÓN DE ESCHERICHIA COLI (E. COLI)	68
4.5.1	Eficiencia en la remoción de Escherichia coli (E. coli) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)	69
4.5.2	Eficiencia en la remoción de Escherichia coli (E. coli) en función de la distancia ...	70
4.5.3	Análisis con el modelo de flujo pistón	70
4.5.4	Análisis con el modelo de tanques en serie	71
4.5.5	Reducción de carga	72
4.6	EFICIENCIA EN LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL KJELDAHL (NTK) Y FÓSFORO TOTAL (FT) EN LOS HSSF CON RESPECTO A LA TEMPERATURA Y ALTURA.	72
CONCLUSIONES y RECOMENDACIONES		75
5.1	CONCLUSIONES	75
5.2	RECOMENDACIONES	75
BIBLIOGRAFÍA.....		77

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Juana Priscila Padrón Palacios en calidad de autora y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación del desempeño de un sistema piloto de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de aguas residuales domésticas en ecosistemas de montaña", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 13 de septiembre de 2018



Juana Priscila Padrón Palacios

C.I: 0104167119

Cláusula de Propiedad Intelectual

Juana Priscila Padrón Palacios, autora del trabajo de titulación "Evaluación del desempeño de un sistema piloto de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de aguas residuales domésticas en ecosistemas de montaña", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autora.

Cuenca, 13 de septiembre de 2018


Juana Priscila Padrón Palacios

C.I: 0104167119



DEDICATORIA

A mi madre Juana, a mi padre Ramiro y a mi hermana Tatiana, pilares fundamentales en mi vida, promotores de mis sueños y quienes han estado a mi lado durante todo este maravilloso camino. En especial a mi madre amada por ser mi mayor ejemplo de entrega, fortaleza y valentía.

A mi novio Juan Diego, por ser mi compañero de vida, mi apoyo, mi soporte, mi inspiración. Gracias por estar presente siempre en todo momento amor mío.

A todos los miembros de mi familia, en especial a ustedes Juan, Lía, Virgilio y Luisa por ser mi ejemplo de superación.



AGRADECIMIENTOS

A Dios por haberme dado la maravillosa oportunidad de culminar con éxito una etapa más de mi formación intelectual y moral.

A la Doctora Guillermina Pauta Calle y al Doctor Josué Larriva, profesionales quienes desde el inicio de esta investigación me brindaron su tiempo, confianza, soporte y conocimientos. La materialización del presente trabajo fue solamente posible en razón de su aporte intelectual y profesional.

A la Universidad de Cuenca, entidad que por medio de su Laboratorio de Sanitaria realizó los análisis de las muestras recogidas in situ. De manera especial, a las Bioquímicas Gabriela Vázquez y Andrea Abril.

Asimismo, a la empresa ETAPA EP por la información y los materiales proporcionados, con los cuales se pudo realizar la presente investigación.

A mis amigos, Ricardo, Edison y Verónica por ser mi apoyo en el desarrollo de este proyecto.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes

Hoy en día, el consumo de agua no segura (agua en contacto con excretas humanas) es una de las principales causas de enfermedad y muerte en los países en desarrollo (Kipasika et al., 2014). Esto, sumado a la falta de acceso a sistemas de saneamiento, constituyen uno de los problemas más graves que afronta la humanidad en la actualidad; sin desconocer que en las próximas décadas los conflictos con el agua se agravarán. (D. Zhang et al., 2014).

Las estadísticas mundiales de salud indican que alrededor de 844 millones de personas carecen de un servicio básico de agua potable (World Health Organization & United National Children's Fund, 2017); mientras que, 2.300 millones de personas carecen de un servicio básico de saneamiento (WHO & UNICEF, 2017), causando diariamente la muerte de millones de personas, entre ellas la de 3900 niños por día debido al consumo de agua contaminada con excretas humanas (Shannon et al., 2008; Tobin, 2012).

En este contexto, es evidente que la causa principal de las enfermedades transmitidas por el agua (fiebre tifoidea, disentería, diarrea, cólera y hepatitis) son los patógenos fecales que se encuentran en las aguas residuales (AARR) (Kipasika et al., 2014). En el caso de la diarrea, alrededor del 80% de los casos son atribuidos a agua insegura, saneamiento inadecuado o higiene insuficiente; llegando a ser la tercera causa de morbilidad y la sexta causa de mortalidad a nivel mundial (Montgomery & Elimelech, 2007).

Asimismo, una de las principales consecuencias del limitado acceso a sistemas de saneamiento, es el excesivo incremento de nutrientes en los cuerpos de agua receptores de caudales residuales que no han sido tratados adecuadamente. Esto provoca la eutrofización y degradación de estos medios acuáticos, además de la producción de toxinas que limitan fuertemente el uso de las fuentes de agua para otras aplicaciones aguas debajo de las descargas (Boeykens et al., 2017; Wilkinson, 2017).

En este sentido, en el Ecuador, el 58% de las AARR no reciben tratamiento (SENAGUA, 2016), proviniendo la gran mayoría de las zonas rurales de la sierra del país (Fernández et al., 2015), lo cual, ha puesto en riesgo las fuentes de agua y la salud de las poblaciones. En la ciudad de Cuenca, lugar donde se lleva a cabo la presente investigación, el 15% de AARR no recibe tratamiento, procediendo gran mayoría de este porcentaje de sus zonas rurales. Por tanto, se evidencia la importancia de generar investigaciones para identificar e implementar sistemas de tratamiento que optimicen la depuración de las AARR, tratando diferentes tipos de contaminantes, reduciendo los costos y con capacidad de adaptarse a las necesidades, condiciones y medios de dichas zonas rurales; es decir, investigaciones que permitan la aplicación de tecnologías apropiadas.

Uno de los sistemas que cumplen con estos requisitos son los humedales de tratamiento (Boutillier et al., 2011; Clarkson et al., 2010; González D., 2011), los cuales son ecosistemas artificiales diseñados para la depuración de diferentes tipos de AARR mediante procesos físicos, químicos y biológicos (Rai et al., 2013; Scholz & Lee, 2005; U.S. EPA, 2000a; D. Zhang et al., 2014) cuyo principal objetivo no se basa solamente en reducir los diferentes contaminantes, sino también en crear un ecosistema auto-sostenible que integre a la sociedad humana con su ambiente natural para el beneficio de ambos (Mitsch & Jørgensen, 2003). Existen diferentes tipos de humedales de tratamiento, como son: flujo libre superficial (FWS, por sus siglas en inglés), flujo subsuperficial: horizontal (HSSF, por sus siglas en inglés) y vertical (VSSF, por sus siglas en inglés), e híbridos (Kadlec & Wallace, 2009; Zhai et al., 2011).

Para la presente investigación los HSSF han sido escogidos debido a que, son sistemas de gran eficiencia en la disminución de diferentes contaminantes (Bejarano et al., 2014; González D., 2011); sus necesidades operativas, económicas y técnicas son significativamente más bajas comparadas con otras tecnologías convencionales (J. Zhang et al., 2016); su construcción y mantenimiento se lo puede realizar con mano de obra local (Stefanakis et al., 2014); y su aplicación, no conlleva riesgo de contacto entre la comunidad y el AARR parcialmente tratada (U.S. EPA, 2000b) aspecto clave en las zonas rurales.

Los HSSF han sido utilizados para el tratamiento de AARR durante las últimas cuatro décadas (Boutillier et al., 2011; Vymazal & Březinová, 2014) alcanzando porcentajes importantes de disminución de materia orgánica (DBO, DQO), esto es, entre el 83 y 95% y de nutrientes como nitrógeno (N) y fósforo (P) entre el 40-55% y el 40-60% respectivamente (Abou-Elela et al., 2013; Tunçsiper et al., 2015a; Vymazal, 2007; Vymazal & Březinová, 2014; D. Zhang et al., 2014); mientras que, para la disminución de patógenos fecales las eficiencias alcanzadas están en el rango del 52 al 99.9 % (Boutillier et al., 2011). Por todo esto, han sido identificados como una opción sostenible para la gestión de AARR en todo el mundo (M. Wang et al., 2017).

En este contexto, la adaptación de una tecnología requiere de pruebas que validen su uso para diferentes condiciones climáticas, especialmente aquellas que implican bajas temperaturas y elevadas altitudes (Tunçsiper et al., 2015a; Wang et al., 2017), como los ecosistemas de montaña. Esto a razón de que, el tratamiento de las AARR en los humedales depende en gran medida de los procesos biológicos, y estos a su vez de las condiciones de temperatura y clima (M. Wang et al., 2017). De esta manera, temperaturas menores afectarían los procesos biológicos del humedal y como consecuencia se reduciría el rendimiento del sistema (Tunçsiper et al., 2015a; Vymazal & Kropfelocá, 2009; Wang et al., 2017).

Es por ello que el presente proyecto tiene por objetivos, evaluar la capacidad de reducción de nitrógeno, fósforo y patógenos fecales en las AARR domésticas de la ciudad de Cuenca por medio de tres HSSF construidos a escala piloto y funcionando bajo condiciones de ecosistemas de montaña; identificar el tipo de planta emergente que presenta la mayor eficiencia en dicha

depuración; y, por último, determinar las tasas de reducción de estos contaminantes, empleando modelos de primer orden en función del tiempo de retención hidráulico para las condiciones propias del lugar de estudio (temperatura media de 14°C y altitud de 2400 msnm.). Todo esto con el fin de mostrar la potencialidad del uso de esta tecnología en zonas rurales o comunidades con baja densidad poblacional.

1.2 Justificación

El presente proyecto se lleva a cabo debido a la necesidad de dar tratamiento a las aguas residuales domésticas generadas en las zonas rurales de la ciudad de Cuenca, con el fin de evitar el incremento de contaminantes en las fuentes de agua, y reducir el riesgo de transmisión de enfermedades hídricas.

En este contexto, y de la revisión de literatura se demuestra la necesidad de implementar tecnologías de tratamiento de aguas residuales aplicables en zonas rurales o comunidades con baja densidad poblacional de países en desarrollo, tales como los humedales, debido a que son ecosistemas de costos bajos, trabajan con caudales pequeños, alcanzan buenas eficiencias y su operación y mantenimiento se pueden realizar con mano de obra local.

Por lo indicado, esta investigación será un aporte valioso a la comunidad científica; toda vez que, se obtendrán parámetros de diseño (constantes cinéticas) bajo condiciones de ecosistemas de montaña, que permitan una adecuada implementación del sistema de humedales para el tratamiento de aguas residuales en las zonas rurales del país; esto significa un beneficio a las comunidades rurales al contar con sistemas de saneamiento adecuados que mejorarán su calidad de vida; así como, las condiciones del medio ambiente que los rodea.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo general.

Evaluar la capacidad de disminución del índice de coliformes totales y nutrientes (nitrógeno y fósforo) en aguas residuales domésticas por medio de humedales de flujo subsuperficial horizontal con *Phragmites australis* y *Scirpus californicus* en ecosistemas de montaña.

1.3.2 Objetivos específicos.

1. Analizar la capacidad de reducción de coliformes totales y nutrientes (nitrógeno y fósforo) de las aguas residuales domésticas en cada uno de los tres humedales de flujo subsuperficial horizontal.
2. Identificar el tipo de planta emergente: *Phragmites australis* o *Scirpus californicus* que presenta la mayor eficiencia integral en la depuración de las AARR domésticas.
3. Determinar la tasa de reducción de coliformes totales y nutrientes (nitrógeno y fósforo) empleando modelos de primer orden en función del tiempo de retención hidráulico.

1.4 Hipótesis

La hipótesis planteada es probar que el tratamiento mediante HSSF permite una reducción considerable de nutrientes, coliformes totales (CT); y, *Escherichia coli* (E. Coli) en las AARR domésticas rurales, trabajando bajo condiciones de ecosistemas de montaña; y con ello, demostrar la potencialidad del uso de esta tecnología en zonas rurales o comunidades con baja densidad poblacional.

Los niveles de depuración alcanzados serán comparados con lo indicado en el TEXTO UNIFICADO DE LEGISLACION SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE: NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES AL RECURSO AGUA (TULSMA: Libro VI Anexo I), publicado en la Edición Especial número 387 del Registro Oficial del 04 de marzo 2003 y su última reforma del 04 de noviembre de 2015.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1 Marco Conceptual

2.1.1 Humedales De Tratamiento

Los humedales de tratamiento (CWs, por sus siglas en inglés,) son ecosistemas artificiales diseñados y construidos con lechos o canales poco profundos (generalmente menos de 1 m. de profundidad), plantas acuáticas y sustrato (roca, arena y grava) para la depuración de las aguas residuales (Choudhary et al., 2011; U.S. EPA, 2000a); en los cuales el agua que ingresa puede fluir en contacto con la atmósfera (superficialmente) o a través del material de soporte (subsuperficialmente), sufriendo procesos de autodepuración, imitando de esta manera a los principales mecanismos de los humedales naturales (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2010a; Vymazal & Kröpfelová, 2008) pero en un entorno más controlado (Vymazal, 2007, 2010b).

En efecto, los CWs pueden ser construidos con un mayor grado de control, permitiendo de esta manera la determinación del tipo de instalaciones para el tratamiento experimental con una composición bien definida de sustrato, tipo de vegetación y patrón de flujo. Además, en comparación con los humedales naturales, los CWs brindan varias ventajas adicionales, como por ejemplo: la selección del sitio de emplazamiento, la flexibilidad en el dimensionamiento y, lo que es más importante, el control sobre la parte hidráulica del sistema y el tiempo de retención (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Estos sistemas generalmente se aplican para dar tratamiento secundario o superior a los diferentes tipos de aguas residuales (Sánchez Ramos, 2013), así como para dar pulimento a efluentes de otros sistemas de tratamiento (Rivas H., 2016); sin embargo, es necesario que previo a su aplicación en la mayoría de los casos el agua residual reciba un pre-tratamiento o tratamiento primario para reducir la materia en suspensión con el fin de mejorar el rendimiento y la vida útil del humedal.

Los principales procesos que se presentan en los CWs para la eliminación de contaminantes de las aguas residuales son físicos, físico-químicos, químicos, biológicos, bioquímicos y la simbiosis plantas-microorganismos (Choudhary et al., 2011; Kadlec & Wallace, 2009; Rivas H., 2016; Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2010b); los cuales se verifican a través de procesos de sedimentación, filtración, absorción, degradación biológica, fotosíntesis, foto-oxidación, volatilización, reacciones químicas, toma de nutrientes por parte de la vegetación, transformaciones microbianas, entre otros (Choudhary et al., 2011; Larriva & González, 2017a; Stearman et al., 2003; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Dentro de los principales ventajas que ofrecen los CWs se destacan: sus costos bajos de operación y mantenimiento en comparación con tecnologías convencionales (Stefanakis et al.,

2014), ya que no requieren energía externa ni componentes mecánicos (Abou-Elela et al., 2013), su facilidad de manejo, sus grandes beneficios ecológicos (U.S. EPA, 2000a), sus necesidades energéticas (abastecidas directamente por la energía solar y energía eólica) (Stefanakis et al., 2014), su capacidad de almacenamiento de agua (Stefanakis et al., 2014), reducción o eliminación de los olores asociados con las aguas residuales (U.S. EPA, 2004); y por eso, son los sistemas más recomendables para depurar las AARR de las pequeñas comunidades/zonas rurales de países en desarrollo (Abou-Elela et al., 2013; Karathanasis et al., 2003; Sánchez Ramos, 2013; Sehar et al., 2013).

En este contexto, los CWs tienen la capacidad de tratar diversos tipos de contaminantes como: sólidos en suspensión, materia orgánica (DBO, DQO), nutrientes (N y P), metales pesados, elementos traza, pesticidas, microorganismos patógenos, entre otros (Kadlec & Wallace, 2009; Saeed & Sun, 2012; Stefanakis et al., 2014).

Por último, cabe destacar que las eficiencias de estos sistemas en la depuración de las AARR dependen principalmente del diseño del humedal, la tasa de carga hidráulica, el tipo de contaminante, el tiempo de retención hidráulico (TRH), las interacciones microbianas y los factores climáticos (Choudhary et al., 2011).

2.1.2 Componentes de los Humedales Artificiales

Como se indicó anteriormente, los CWs están compuestos principalmente por lechos o canales poco profundos (profundidad < 1m.) que contienen agua residual, plantas acuáticas (macrófitas), microorganismos y pueden o no contener sustrato (Stefanakis et al., 2014; U.S. EPA, 2000a). Todos estos elementos se combinan en los CWs para eliminar o disminuir diferentes tipos de contaminantes de las AARR.

2.1.2.1 Plantas acuáticas

Las macrófitas o plantas acuáticas son uno de los componentes fundamentales en los sistemas de CWs y su presencia es una de las principales razones por la que son llamados "tecnología verde". En la actualidad, se reconoce la importancia de su presencia en los CWs ya que proporcionan una serie de beneficios que afectan positivamente de manera directa o indirecta el funcionamiento y el rendimiento del sistema (Stefanakis et al., 2014).

La selección del tipo de planta a ser utilizada en los CWs se basará en los siguientes criterios (Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008):

- Deben adaptarse fuertemente a las condiciones ecológicas locales.
- Deben ser viables en las condiciones climáticas locales y resistir a plagas y enfermedades en el caso de que estas se presenten.

- Deben ser capaces de resistir a una variedad de contaminantes presentes en las aguas residuales (Ej., materia orgánica, nutrientes, metales pesados, microorganismos patógenos, etc.).
- Deben adaptarse de manera sencilla al medio ambiente local de los CWs y presentar un crecimiento y expansión relativamente rápido.
- Deben ser tolerantes a altas cargas orgánicas y de nutrientes.
- Deben utilizarse especies locales de la zona en donde se desarrolla el tratamiento de las aguas residuales, y deben estar fácilmente disponibles. Esto con el fin evitar riesgos ecológicos debido a la importación e introducción de especies exóticas.
- Deben ser tolerantes frente a periodos con alto volumen de afluente y períodos de bajo volumen, incluso de sequía.

Dentro de las principales actividades que las macrófitas realizan para contribuir a la depuración de las aguas residuales, se pueden citar (Davis et al., 1994; Sánchez Ramos, 2013):

- Permiten la sedimentación de los sólidos suspendidos debido a que dan lugar a bajas velocidades de flujo.
- El carbono, nutrientes, y elementos traza del agua residual son utilizados por las plantas para su crecimiento.
- Oxigenan el sustrato debido a que transportan gases entre la atmósfera y los sedimentos.
- Limitan la canalización del flujo y estabilizan el sustrato.
- El tallo y los sistemas de la raíz dan lugar a sitios para la fijación de microorganismos.
- Aportan sustrato y carbono orgánico luego de su muerte lo que sirve para la combustión en el metabolismo bacteriano.
- El escape de oxígeno desde las estructuras subsuperficiales de las plantas, oxigena otros espacios dentro del sustrato.
- Incrementan la disponibilidad de oxígeno en las zonas más profundas del humedal gracias a los tallos, raíces y rizomas de las plantas.
- Reduce la evapotranspiración del agua del humedal debido a que la protege de la exposición directa del sol y el viento.

Existen diferentes tipos de plantas que se clasifican según el régimen hidrológico, las características del flujo, y las características de crecimiento. Las categorías más comunes son: emergentes, sumergidas, hojas-flotantes y flotantes (Stefanakis et al., 2014).

En el caso de los CWs con flujo subsuperficial (horizontal o vertical), se utilizan preferentemente las macrófitas emergentes, mientras que en CWs de flujo libre (FWS) se pueden aplicar todos los tipos de plantas mencionadas (Stefanakis et al., 2014). Los tipos de humedales se encuentran detallados en la sección 2.1.3.

En este contexto, como la presente investigación realiza el estudio de humedales de flujo subsuperficial horizontal (HSSF), se detalla a continuación las principales razones por las que las macrófitas emergentes es la especie más utilizada para el tratamiento de las aguas residuales en este tipo de sistemas.

- Provisión de área superficial para los microorganismos.
- Gran capacidad para desarrollarse por debajo de la superficie, en el caso de la raíces; como por encima de la superficie, en el caso de hojas y tallos.
- Aislamiento de la superficie de lecho y protección térmica contra las formaciones de hielo en países con muy bajas temperaturas.
- Son capaces de encontrar los nutrientes que requieren para su crecimiento tanto en el suelo como en el agua.
- Además son una especie competitiva, en comparación con otros tipos de plantas.
- Airean el sistema radicular y facilita el oxígeno a los microorganismos que viven en la rizósfera.
- Las especies más comunes en esta categoría pertenecen a la familia de monocotiledones, que domina tanto en agua dulce como salada, principalmente en climas templados.

Las especies de plantas acuáticas más utilizadas en la depuración de las aguas residuales son las “cattails”, carrizos y juncos (Stefanakis et al., 2014).

2.1.2.2 Microorganismos

Los microorganismos que forman parte de los CWs incluyen bacterias, hongos, protozoos, algas epifíticas, entre otros; los cuales realizan actividades fundamentales en la depuración de contaminantes de las AARR; tales como: convertir sustancias orgánicas e inorgánicas en sustancias inocuas o insolubles y consumir gran parte de nutrientes y de carbono orgánico.

En este contexto, microorganismos como las bacterias y los hongos asimilan, transforman y reciclan los constituyentes químicos presentes en las AARR, lo que los ha convertido en componentes muy importantes en estos sistemas. Asimismo, son los primeros organismos que colonizan y comienzan la descomposición secuencial de sólidos en AARR (Kadlec & Wallace, 2009).

Las actividades microbianas pueden ser aeróbicas (necesitan oxígeno), anaeróbicas (se dan en ausencia de oxígeno) y anóxicas (consumen el oxígeno producido por otros elementos y/o procesos). Ciertas especies de bacterias pueden trabajar tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas debido a que tienen la capacidad

de adaptarse al entorno; lo que a su vez genera que su población crezca y se multiplique a altas tasas cuando se tiene las condiciones apropiadas (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Por otro lado, es necesario vigilar las concentraciones de sustancias tóxicas, como pesticidas y metales pesados, que ingresan a los humedales debido a que cantidades excesivas de estos elementos pueden llegar a afectar gravemente a las comunidades microbianas existentes en el sistema.

2.1.2.3 Sustrato

La selección del sustrato o material de soporte en un CWs representa un parámetro fundamental de diseño que podría influenciar fuertemente el rendimiento del lecho. Es por ello que, al momento de elegir el medio filtrante a utilizar se debe tomar en cuenta características como su permeabilidad, porosidad y conductividad con la finalidad de que se pueda trabajar bajo una carga hidráulica y orgánica determinada (Stefanakis et al., 2014), sin que se presenten problemas de obstrucción ni tampoco se llegue a facilitar el paso del flujo excesivamente rápido por el humedal, debido a que ello conllevaría una reducción en el tiempo de retención hidráulico y por tanto disminuiría la eficiencia del tratamiento.

El sustrato puede estar formado por el propio material del terreno o sedimento, arenas, gravas, rocas y materia orgánica (compost); sin embargo, con el transcurrir de los años se ha determinado que el medio filtrante más adecuado es el conformado por capas de grava de diferentes tipos y orígenes (Stefanakis et al., 2014). El empleo de grava como sustrato brinda una serie de beneficios, tales como (Stefanakis et al., 2014).

- Favorece el crecimiento de las macrófitas.
- Estabiliza el lecho debido a la interacción con las raíces de las plantas desarrolladas.
- Garantiza una alta permeabilidad, permitiendo el paso del AARR hacia abajo disminuyendo posibles obstrucciones.
- Incrementa la eficiencia del tratamiento, trabajando como un sumidero de diversos elementos bióticos y abióticos.
- Facilita zonas de sujeción para diversos microorganismos (creación de biopelículas), los cuales intervienen en los procesos de eliminación de contaminantes.
- Sirve como soporte para procesos de transformación y disminución de contaminantes; pudiendo incrementar la eficiencia del sistema al utilizar materiales especializados.

2.1.3 Tipos de Humedales

Los CWs para el tratamiento de AARR se pueden dividir en diferentes categorías, dependiendo de las características específicas del sistema, como pueden ser, el tipo de vegetación o la dirección del flujo de agua a través del sistema. Según esta última categoría, los CWs se clasifican en: flujo superficial (FWS), flujo subsuperficial (SSF, por sus siglas en inglés) y sistemas híbridos (Stefanakis et al., 2014; Wang et al., 2017).

Cada tipo de humedal emplea variantes en el diseño, medios, plantas y patrones de flujo (Kadlec & Wallace, 2009); sin embargo, todos los CWs aplican pendientes $\geq 1\%$ con el fin de asegurar la

recolección de las aguas tratadas al final de cada sistema y evitar las obstrucciones en el lecho (Stefanakis et al., 2014; U.S. EPA, 2004).

2.1.3.1 Flujo superficial

En estos humedales de tratamiento el agua fluye a baja velocidad por encima del sustrato a lo largo del sistema, creando así una superficie de agua libre con una profundidad de 20 a 40 cm (generalmente) (Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008). La vegetación en los FWS se puede desarrollar en condiciones de inundación total o parcial (Figura 1).

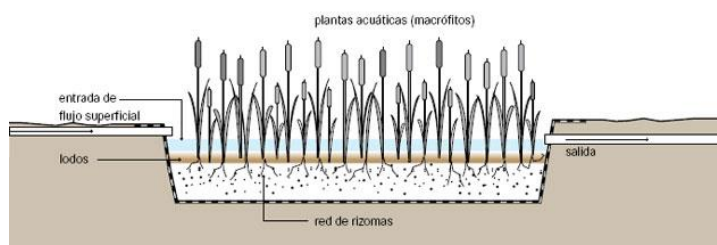


Figura 1. Humedales de tratamiento de flujo superficial

El agua residual que fluye a través del humedal entra en contacto con el sustrato y las diferentes partes de las plantas permitiendo que se presenten procesos de sedimentación, filtración, oxidación, reducción, adsorción y precipitación; los cuales contribuyen a la depuración y eliminación de diversos contaminantes (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014).

Por otro lado, los FWS atraen a una gran variedad de vida silvestre como: insectos, moluscos, peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos; debido a que, este tipo de sistema es el más parecido a los humedales naturales (Kadlec & Wallace, 2009). Sin embargo, al tener expuesta el AARR en la superficie puede existir un potencial contacto entre los patógenos de estas aguas y los humanos por lo que su aplicación para el tratamiento a nivel secundario es limitado (U.S. EPA, 2000c).

Por último, estos sistemas son empleados para el tratamiento de aguas pluviales y de aguas residuales provenientes de actividades agrícolas, mineras, industriales, entre otras; debido a su capacidad para manejar cambios en los niveles de agua (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

2.1.3.2 Flujo subsuperficial

En estos humedales de tratamiento el agua fluye dentro del material de soporte y pueden clasificarse de acuerdo a la dirección del flujo en: horizontales (HSSF) y verticales (VSSF) (Larriva & González, 2017a; Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008; M. Wang et al., 2017).

2.1.3.2.1 Humedales de tratamiento de flujo subsuperficial horizontal

En los HSSF el agua fluye horizontalmente a lo largo del lecho por debajo de la superficie del sustrato a través del medio poroso, las raíces y rizomas de las plantas (Vymazal, 2011). Están compuestos generalmente por una tubería de entrada y otra de salida, revestimiento impermeable, medios filtrantes con una profundidad entre 30 y 80 cm, vegetación emergente y bermas (Figura 2) (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014).

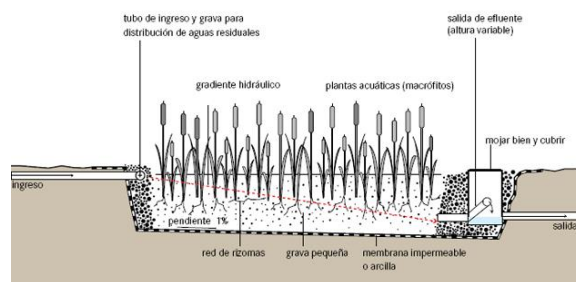


Figura 2. Humedales de tratamiento de flujo subsuperficial horizontal

Las aguas residuales durante su paso a través de estos humedales entran en contacto con una red de zonas aeróbicas, anóxicas y anaeróbicas. Las zonas aeróbicas se producen alrededor de las raíces y rizomas que hacen llegar el oxígeno al sustrato; mientras que, la zonas anóxicas/anaeróbicas se dan debido a la saturación permanente del lecho, y ocupan la mayor parte del sistema (Vymazal, 2011).

Los HSSF pueden dividirse en tres zonas: i) zona de entrada y amortiguamiento del flujo, en donde la distribución del flujo se lo realiza de forma homogénea a lo ancho del todo el lecho; ii) el cuerpo del lecho, lugar donde crecen las plantas emergentes y se realizan la mayor parte de los procesos de depuración; y iii) zona de salida del agua, en donde se dispone de una tubería de drenaje que recolecta y descarga el agua tratada; y además, es la zona en donde se controla el nivel de agua en todo el lecho.

Son sistemas empleados generalmente para dar tratamiento secundario a efluentes residuales provenientes de pequeñas comunidades o de hogares unifamiliares; sin embargo, son también conocidos por dar tratamiento a AARR provenientes de actividades agrícolas, industriales, municipales, mineras, entre otras.

Las principales ventajas que presentan los HSSF sobre los FWS son la eliminación de la exposición humana o animal a organismos patógenos, la prevención de mosquitos, la reducción de olores de las AARR y la protección térmica del sistema en climas fríos; todo esto debido a que el agua tratada no se encuentra expuesta durante el proceso de tratamiento (Merlin et al., 2002; Stefanakis et al., 2014; U.S. EPA, 2000b; M. Wang et al., 2017).

2.1.3.2.2 Humedales de tratamiento de flujo subsuperficial vertical

Existen diferentes variaciones de estos humedales. El tipo más común, emplea la inundación superficial del lecho, en el cual el agua es depositada sobre la superficie del sustrato, luego de lo cual se infiltra verticalmente en el lecho por acción de la gravedad a través del medio poroso hasta ser recogida en el fondo del sistema por medio de una red de tuberías de drenaje. Están compuestos generalmente por plantas emergentes; revestimiento impermeable; el medio filtrante, generalmente grava o arena, cuya granulometría se incrementa con la profundidad del lecho (varía de 0.45 a 1.20 m); y, una red de tuberías de entrada y salida del flujo (Figura 3) (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014).

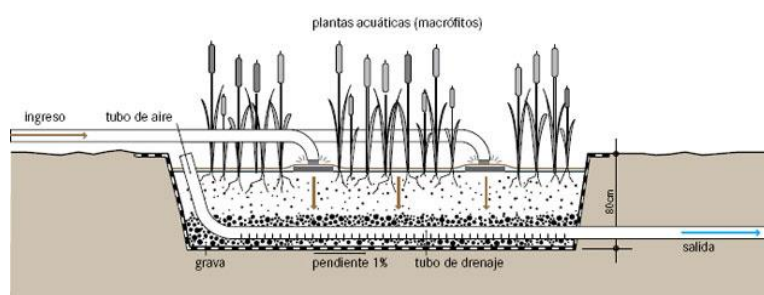


Figura 3. Humedales de tratamiento de flujo subsuperficial vertical

Estos humedales favorecen la depuración del nitrógeno amoniacal (nitrificación) y materia orgánica en comparación con los HSSF, a razón de que, incrementan la transferencia de oxígeno dentro del lecho debido a la manera en que AARR ingresa al sistema (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007); no obstante, estas condiciones no favorecen la desnitrificación. La reducción del fósforo es limitada, debido principalmente al inadecuado tiempo de contacto entre el medio poroso y las AARR (Brix & Arias, 2005; Stefanakis et al., 2014).

Por último, estos sistemas se han utilizado especialmente para el tratamiento de AARR municipales y domésticas; y debido a su gran capacidad de nitrificación han sido empleados asimismo para depurar AARR con altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, tales como: lixiviados de rellenos sanitarios, AARR de procesos lácteos, entre otras (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014).

2.1.3.3 Híbridos

Son aquellos que combinan diferentes tipos de CWs, generalmente HSSF y VSSF con la finalidad de conseguir una mayor eficiencia en la depuración de contaminantes de las AARR (Stefanakis et al., 2014). El diseño de estos humedales aprovecha las ventajas que presenta cada tipo de CWs, logrando una configuración que favorezca las reacciones oportunas y de esta manera, reduzca contaminantes específicos.

Estos sistemas son utilizados principalmente para la depuración de nitrógeno total (NT) de las AARR, pudiendo emplearse para ello varias combinaciones de humedales (M. Wang et al., 2017). Una de las más conocidas aplica en primer lugar un VSSF con la finalidad de realizar el proceso de nitrificación de manera efectiva (condiciones aeróbicas óptimas); y, en segundo lugar, emplea un HSSF con el objeto de llevar a cabo el proceso de desnitrificación (condiciones anaeróbicas óptimas) de la mejor manera posible; completando de esta manera el ciclo requerido para la reducción de NT.

2.1.4 Mecanismos para la Depuración de Contaminantes en los Humedales de Tratamiento (CWs)

Los principales procesos llevados a cabo en los CWs para remover los diferentes tipos de contaminantes se presentan en la Tabla 1 (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014). No obstante, es necesario indicar que la eficiencia de cada proceso está influenciada por parámetros como: el TRH, la dirección del flujo, las características del AARR y las condiciones climáticas (Choudhary et al., 2011; Stefanakis et al., 2014).

Tabla 1. Procesos para la depuración de contaminantes en los Humedales de Tratamiento (CWs)

Contaminantes	Procesos de Remoción / Transformación		
	Físico	Químico	Biológico
Materia orgánica (DBO ₅ y DQO)	Filtración y sedimentación (Materia orgánica particulada)	Oxidación	Degradación bacteriana (materia orgánica soluble), Consumo microbiano
Sólidos Suspendedos (SST)	Filtración, sedimentación	-	Descomposición bacteriana
Nitrógeno	Volatilización, sedimentación	Intercambio iónico, adsorción	Nitrificación/desnitrificación, consumo microbiano, asimilación de las plantas
Fósforo	Filtración	Adsorción, precipitación	Asimilación de las plantas, consumo microbiano
Patógenos	Filtración	Degradación UV, adsorción	Depredación, muerte natural
Metales pesados	Sedimentación, filtración	Adsorción, precipitación	Biodegradación, fitodegradación, fitovolatilización, asimilación de las plantas

A continuación, se describen los principales procesos llevados a cabo en los CWs para la disminución o eliminación de nitrógeno, fósforo y patógenos.

2.1.4.1 Nitrógeno

2.1.4.1.1 Formas de Nitrógeno en los Humedales de Tratamiento (CWs)

El nitrógeno (N) se caracteriza por tener un ciclo biogeoquímico complejo que incluye múltiples transformaciones tanto bióticas como abióticas involucrando siete estados de valencia (+5 a -3).

Los CWs que tratan AARR municipales o domésticas presentan una variedad de formas orgánicas e inorgánicas de N las cuales son fundamentales para la vida biológica (Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Las formas inorgánicas más importantes son: el amoníaco (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2 y N_2O_4) y nitrógeno gaseoso (N_2). Mientras que, las formas orgánicas típicas son: urea [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], aminoácidos ($-\text{NH}_2$ y $-\text{COOH}$), ácido úrico ($\text{C}_5\text{H}_4\text{N}_4\text{O}_3$), las bases púricas y pirimídicas (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Generalmente, los métodos analíticos incluyen procedimientos para determinar: amoníaco, nitrato, nitrito, nitrógeno total Kjeldahl (TKN = nitrógeno orgánico + nitrógeno amoniacal), nitrógeno orgánico (TKN - amoníaco), nitrógeno oxidado (nitrato + nitrito), nitrógeno inorgánico (nitrógeno oxidado + amoníaco) y nitrógeno total (TN = TKN + Nitrógeno oxidado) (Kadlec & Wallace, 2009).

2.1.4.1.2 Transformación del Nitrógeno en los Humedales de Tratamiento (CWs)

El nitrógeno presente en los CWs es transformado y eliminado mediante varios mecanismos físico-químicos y biológicos que se describen en la Tabla 2. Algunos procesos liberan energía, que permite el desarrollo y supervivencia de los organismos, mientras que otros requieren energía (utilizan una fuente orgánica) para realizar sus actividades. Sin embargo, cada una de las transformaciones llevadas a cabo en los CWs son esenciales para alcanzar un buen desempeño del sistema (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

Tabla 2. Transformación de nitrógeno en los Humedales de Tratamiento (CWs)

Proceso	Transformación
Volatilización	$\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3^+$
Amonificación	$\text{Norg} \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$
Nitrificación	$\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NO}_2^- \rightleftharpoons \text{NO}_3^-$
Amonificación del nitrato	$\text{NO}_3^- \rightleftharpoons \text{NH}_4^+$
Desnitrificación	$\text{NO}_3^- \rightleftharpoons \text{NO}_2^- \rightleftharpoons \text{N}_2, \text{N}_2\text{O}$
Fijación de N_2	$\text{N}_2 \rightleftharpoons \text{NH}_3^+$
Asimilación de las plantas y microbios	$\text{NH}_3^+, \text{NO}_2^-, \text{NO}_3^- \rightleftharpoons \text{Norg}$
Adsorción de Amoníaco Entierro de nitrógeno orgánico	

Se describen brevemente los principales procesos que se presentan en los humedales para la depuración de nitrógeno.

2.1.4.1.3 Amonificación

Es el proceso en el cual el nitrógeno orgánico de las AARR se convierte en NH_4^+ . Se lo conoce también como mineralización y tiene lugar tanto en las zonas aeróbicas como anaeróbicas del lecho; sin embargo, las tasas de mineralización son más rápidas en zonas oxigenadas (Stefanakis et al., 2014).

En este contexto, las tasas de amonificación dependen de la temperatura, el pH, la relación C/N, el contenido de nutrientes, las condiciones del suelo como la textura y la estructura, la biomasa microbiana y las condiciones redox del suelo. Se ha determinado que los rangos óptimos de pH y temperatura para este proceso están entre 6.5 y 8.5; y entre 40 a 60 °C respectivamente (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

Por último, la amonificación procede de manera más rápida que la nitrificación en términos de cinética (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

2.1.4.1.4 Nitrificación

Es la oxidación biológica de amoníaco (NH_4^+) a nitrato (NO_3^-) con nitrito (NO_2^-) como intermedio de la secuencia de reacción. Este proceso tiene dos etapas, en la primera el amoníaco se oxida a nitrito mediante bacterias como *Nitrosomonas* quimiolitotróficas, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* y *Nitrospira*, bajo condiciones aeróbicas; y, en la segunda los nitritos se convierten en nitratos por medio de las bacterias: *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* y *Nitrobacter* (Kadlec & Wallace, 2009; Saeed & Sun, 2012; Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

La nitrificación se realiza principalmente por especies autótrofas aeróbicas; sin embargo, existe nitrificación heterotrófica que puede llegar a ser importante. Los parámetros que influyen en este proceso son la temperatura, el valor del pH, la alcalinidad del agua, la fuente de carbono inorgánico, la humedad, la población microbiana, la concentración de amoníaco y el oxígeno disuelto (por sus siglas en inglés, DO). Se ha determinado que los rangos óptimos de pH y temperatura para este proceso están entre 7.5 a 7.8 y entre 25 a 35 °C respectivamente; mientras que, a temperaturas menores a los 4-5°C este proceso se inhibe (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

2.1.4.1.5 Desnitrificación

Es el proceso mediante el cual los nitratos (NO_3^-) se convierten (reducen) en nitrógeno gas, óxido nitroso y óxido nítrico mediante bacterias desnitrificantes; las cuales pueden ser tanto autótrofas como heterótrofas; sin embargo, estas últimas son las que realizan principalmente este proceso especialmente bajo condiciones anaeróbicas y/o anóxicas. Entre estas bacterias heterótrofas se

encuentran las *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Micrococcus*, *Spirillum*, entre otras (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

Los factores que influyen este proceso son el potencial redox, el contenido de humedad, la temperatura, el pH, el tipo de sustrato, la concentración de oxígeno disuelto, la disponibilidad de nitratos y de carbono orgánico. Los rangos óptimos de pH y temperatura para este proceso están entre 6 a 8, y entre 60 a 70 °C respectivamente; mientras que, a temperaturas menores a los 5°C este proceso se realiza lentamente. En lo que se refiere al oxígeno disuelto, este proceso se da en condiciones de bajas concentraciones ($DO < 0,3$ mg/L), por lo tanto, la desnitrificación es mayor en HSSF que en VSSF (generalmente son sistemas aeróbicos) (Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2007).

2.1.4.1.6 Asimilación de las Plantas

Los diferentes tipos de plantas existentes en los CWs colaboran en el proceso de depuración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) de las AARR tanto de forma directa como indirecta, debido a que absorben estos contaminantes para realizar su crecimiento. La asimilación de nitrógeno se refiere a una variedad de procesos biológicos que convierten las formas de nitrógeno inorgánico (NH_4^+ , NO_3^-) en componentes orgánicos (aminoácidos) que sirven para la construcción de las células y tejidos de las plantas. El NH_4^+ es la forma más rápida para ser absorbida debido a que los nitratos tienen que primero ser reducidos lo que implica el empleo de más energía (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Las tasas de absorción dependen de factores como la configuración del lecho, la velocidad de carga, el tipo de AARR, el tipo de planta y las condiciones ambientales (Saeed & Sun, 2012). Sin embargo, la capacidad de almacenamiento de nitrógeno de las plantas depende también de las concentraciones de nutrientes en los tejidos vegetales, la densidad (juncos/m²) y la altura de la biomasa vegetal (J. García et al., 2010); es decir, es recomendable el empleo de especies de plantas que se desarrollen rápidamente, que tengan alta capacidad de almacenamiento de nutrientes en los tejidos y que puedan alcanzar tallos altos (Stefanakis et al., 2014).

La absorción de nitrógeno se lo realiza principalmente en la época de crecimiento de las plantas y preferiblemente en verano, debido a que en invierno la asimilación disminuye. La poda de las plantas es muy importante debido a que con esta actividad se eliminan los nutrientes asimilados por las plantas, se permite la generación de nueva biomasa en el sistema, se refuerza el proceso de nitrificación y se descarta la posibilidad de liberación de nutrientes al sistema al final de la temporada de crecimiento (lixiviación) (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012; Stefanakis et al., 2014).

Por último, se indica que la asimilación biológica no es solo llevada a cabo por las macrófitas, sino también por los microorganismos y las algas (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

2.1.4.2 Fósforo

2.1.4.2.1 Formas de Fósforo en los Humedales de Tratamiento

El fósforo (P) es un macronutriente fundamental para los organismos biológicos y su ciclo en el suelo es diferente al del nitrógeno; debido a que, no existe un cambio de valencias durante la asimilación biótica del fósforo inorgánico o durante la descomposición del fósforo orgánico (Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

En los suelos de los CWs, se produce generalmente el fósforo en valencia +5 (oxidado), mientras que, el resto de estados de oxidación inferiores son termodinámicamente inestables y se oxidan rápidamente a ortofosfato libre (PO_4^{3-}); otra forma de fósforo inorgánico son los polifosfatos (cíclicos, condensados linealmente). Por otro lado, el fósforo orgánico está presente en: fosfolípidos, ácidos nucleicos, nucleoproteínas, azúcares fosforilados, entre otros (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Por último, se indica que, cantidades excesivas de fósforo y nitrógeno en los cuerpos de agua provocan la eutrofización del medio acuático y la disminución de la cantidad de oxígeno en la columna de agua afectando negativamente a los organismos de este medio.

2.1.4.2.2 Transformación del Fósforo en los Humedales de Tratamiento

El P presente en los CWs es transformado y eliminado mediante varios mecanismos que incluyen: adsorción/desorción, precipitación, absorción vegetal y microbiana, mineralización, sedimentación y entierro. El P orgánico disuelto y el P orgánico e inorgánico insoluble deben convertirse en formas inorgánicas solubles, para ser sometidos al consumo biológico (Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

En este contexto, la depuración de P en los CWs es un proceso más complicado en comparación con otros contaminantes como la materia orgánica (DBO, DQO) y el N (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012).

En las siguientes secciones se realiza una corta descripción de los principales procesos que se presentan en los CWs para la depuración de fósforo.

2.1.4.2.3 Adsorción y Precipitación

Uno de los principales procesos para la eliminación de fósforo de las AARR en los CWs, es la adsorción. En este proceso el fósforo inorgánico soluble se acumula sobre la superficie del sustrato, sin penetrar por debajo de esta superficie. Las tasas de adsorción dependen de las características físicoquímicas del material de sustrato (Stefanakis et al., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008).

En este contexto, el fósforo se adsorbe en el suelo o en las partículas de sedimento si están presentes cantidades suficientes de aluminio (Al), hierro, (Fe), calcio (Ca) y magnesio (Mg).

Por otro lado, la precipitación es el proceso en el cual los iones fosfato reaccionan con cationes como: Al, Fe, Ca y Mg generando sólidos amorfos o cristalinos. Existe también co-precipitación de fósforo con otros minerales como; el oxihidróxido férrico y los minerales de carbonato, como la calcita (carbonato de calcio), CaCO_3 (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

Estos dos procesos, adsorción y precipitación, se consideran procesos acoplados y generalmente, no se los diferencia el uno del otro. Las tasas de absorción y precipitación dependen de otros factores además del tipo de sustrato como son el pH, el tamaño de grano del medio filtrante y del TRH. Este último es un parámetro primordial en la depuración de fósforo en los CWs debido a que periodos de tiempo prolongado pueden incrementar la retención de P, debido a la regeneración de la capacidad de adsorción a través de la construcción de nuevas estructuras amorfas de Fe (Stefanakis et al., 2014).

2.1.4.2.4 Asimilación de las Plantas

Como se mencionó anteriormente, los diferentes tipos de plantas existentes en los CWs favorecen el proceso de depuración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) de las AARR, debido a que asimilan estos contaminantes para sus necesidades de crecimiento.

El fósforo es absorbido principalmente en la época de crecimiento de las plantas, especialmente en los primeros meses luego del período invernal debido a que los nuevos brotes son regenerados. La poda de las plantas es beneficiosa para el sistema debido a que con esta actividad se elimina el fósforo asimilado por las plantas, evitando la liberación de P al humedal (Stefanakis et al., 2014).

Por último, la absorción de P realizado por las plantas es un proceso que tarda más en comparación con la adsorción al sustrato.

2.1.4.2.5 Asimilación Microbiana

Los microorganismos presentes en los CWs tienen la capacidad de asimilar y almacenar P de una manera muy rápida; sin embargo, cuando estos mueren o se deterioran, la cantidad de fósforo asimilada regresa a los CWs convirtiéndose en un proceso parcialmente reversible. El proceso de absorción se realiza cuando los microorganismos asimilan el P orgánico y lo convierten en P inorgánico mediante actividades catabólicas (Stefanakis & Tsihrintzis, 2012).

Las tasas de absorción de P son más elevadas en las zonas del sistema donde predominan condiciones aerobias y donde existe mayor población microbiana.

2.1.4.3 Patógenos

Los CWs han demostrado ser capaces de depurar organismos patógenos presentes en las AARR; los cuales van desde virus submicroscópicos a gusanos parásitos que son visibles a simple vista.

Se dividen en cinco grupos: virus, bacterias, hongos, protozoos y helmintos. Su presencia en aguas superficiales y subterráneas puede llegar a causar en los seres humanos una gran variedad de enfermedades transmitidas por el agua que ponen en riesgo la salud y muchas veces la vida de las personas.

Entre las principales bacterias patogénicas se tiene a: *Salmonella sp.*, *Shigella sp.*, *Vibrio cholerae*, *Yersinia enterocolitica*, *Yersinia pseudotuberculosis*, *LeFTospira sp.*, *Francisella tularensis*, *Dyspepsia coli*, *Escherichia coli* y *Pseudomonas*.

La eliminación de bacterias patógenas en los CWs es el resultado de una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos. Estos son: 1) Físicos: filtración, adsorción y sedimentación; 2) Químicos: oxidación, radiación UV, adsorción de materia orgánica; y, 3) Biológicos: actividad antimicrobiana, asimilación por plantas, depredación por nemátodos y protozoos, actividad de bacterias o virus líticos, retención en las biopelículas (biofilm) y muerte natural (Kadlec & Wallace, 2009; Stefanakis et al., 2014).

Para medir la contaminación microbiológica en aguas naturales y en aguas residuales generalmente se miden organismos indicadores fáciles de monitorear y correlacionar con la población total de microbios. Estos organismos son las bacterias coliformes, clasificadas en coliformes totales, fecales y en estreptococos fecales. De todas estas, la bacteria coliforme *Escherichia coli*, exclusiva de heces de animales de sangre caliente, es el organismo que se utiliza con mayor frecuencia como indicador de contaminación fecal en las aguas a ser tratadas (Kadlec & Wallace, 2009; Rolim, 2000; Stefanakis et al., 2014).

Por otro lado, en los HSSF la eliminación de los indicadores microbianos (coliformes fecales) depende del TRH y de la fracción de tamaño del medio de filtración.

En las siguientes secciones se expone una breve descripción de los principales procesos que se presentan en los CWs para la depuración de organismos patógenos.

2.1.4.3.1 Sedimentación y Adsorción

Uno de los principales procesos para la depuración de patógenos de las AARR en los CWs, es la sedimentación; en la cual los patógenos son acumulados en la superficie de los sedimentos y de los granos del sustrato según avanza el agua residual a través del sistema. Este proceso incrementa según aumenta el tamaño de las partículas en donde se adsorbe los patógenos (Stefanakis et al., 2014).

En lo que se refiere a la adsorción de microorganismos, este proceso se produce en las raíces de las plantas, en el material de soporte, en los sedimentos y en el biofilm. Este mecanismo es dominante cuando los poros del material de soporte son más grandes que el tamaño de las bacterias.

Por último, la adsorción se ve afectada por varios factores como: el tamaño y tipo de las partículas de fijación, la presencia de materia orgánica, las características del medio poroso y la carga electroquímica de las partículas.

2.1.4.3.2 Depredación

La depredación es el proceso mediante el cual diferentes tipos de microorganismos como protozoarios, bacteriófagos, entre otros, se alimentan de los microorganismos patógenos. Este proceso se ve influenciado por las características del depredador, las concentraciones de los patógenos y los parámetros fisicoquímicos (temperatura, condiciones redox) (Stefanakis et al., 2014).

En este contexto, los protozoos han sido utilizados como indicadores bióticos debido a su potencial para disminuir la concentración de bacterias y las partículas en suspensión en varios procesos de tratamiento de AARR.

Por último, se indica que este proceso es el menos estudiado en lo que se refiere a los mecanismos de eliminación de patógenos de las AARR en CWs.

2.1.4.3.3 Retención en la Biopelícula

La biopelícula es la capa que se forma sobre las raíces de las plantas y sobre la superficie de los granos que forman el sustrato. Varias actividades son las que realiza la biopelícula con el fin de depurar las AARR en los CWS; estas son: filtrar, captar y retener una gran variedad de especies microbianas existentes en estas aguas (Stefanakis et al., 2014).

Por último, se indica que la eficiencia de este proceso se incrementa con la presencia de protozoos en la biopelícula.

2.1.4.3.4 Asimilación de las Plantas

Varios estudios han demostrado que la presencia de las plantas en los CWs han favorecido el crecimiento microbiano y la actividad en la biopelícula, debido a su sistema de raíces y al oxígeno que suministran a los humedales; mejorando de esta manera la eficiencia de estos sistemas en la depuración de los patógenos de las AARR (Stefanakis et al., 2014).

En este contexto, el proceso de asimilación vegetal se ve influenciado por factores como: el tipo de planta y las características de las aguas residuales.

2.2 Estado del Arte

Durante las últimas cuatro décadas, los CWs han sido empleados para el tratamiento de AARR (Vymazal, 2014; Vymazal & Březinová, 2014). Sus primeras aplicaciones se llevaron a cabo en Alemania en los años cincuenta; sin embargo, fue a finales de los años sesenta cuando los primeros sistemas a escala completa fueron construidos (Vymazal, 2014).

Estos ecosistemas tradicionalmente se empleaban para el tratamiento de AARR municipales (Healy & Cawley, 2002; Stefanakis et al., 2014; Vymazal, 2011); sin embargo, en las últimas dos décadas, se ha demostrado su capacidad para depurar efluentes provenientes de otros tipos de AARR, tales como: domésticas (Boutilier et al., 2011; Mburu et al., 2013; Shalaby et al., 2008), agrícolas (Rivera et al., 1997; Stearman et al., 2003; Vymazal, 2011; Z. Yang et al., 2008), de drenaje ácido de minas (U.S. EPA, 2000a), industriales (Stefanakis et al., 2014; U.S. EPA, 2000a; Vymazal, 2011, 2014); de procesamiento de alimentos (Gasiunas et al., 2005), lixiviados de rellenos sanitarios (Nahlik & Mitsch, 2006), de hospitales (Shrestha et al., 2001), industria petroquímica (L. Yang & Hu, 2005), textil (Bulc & Ojstršek, 2008) y curtiduría (Calheiros et al., 2007). Por otro lado, tratan también aguas de escorrentía urbana (Kohler et al., 2004; Malaviya & Singh, 2012; U.S. EPA, 2000a; Vymazal, 2011) y aguas de lagos y ríos (Li et al., 2008; Tang et al., 2009).

Actualmente, se estima que existen más de 5000 CWs para el tratamiento de AARR en todo el mundo. Los cuales se encuentran emplazados principalmente en Europa del Este, Asia, Centro y Norteamérica (Merlin et al., 2002). Sin embargo, se cuenta con registros de su uso en todos los continentes del planeta a excepción de la Antártida, llegando a un total de 55 países (Vymazal & Kröpfelová, 2008).

La gran acogida que han tenido estos sistemas se debe no solo a su capacidad de dar tratamiento a diferentes tipos de AARR, sino también, a las buenas eficiencias que logran en la depuración de diversos contaminantes. Específicamente, los HSSF han alcanzado importantes porcentajes de disminución para DBO entre 83-95%, DQO entre 85-92%, sólidos suspendidos totales (SST) entre 84-96%, nitrógeno entre 40-55%, fósforo entre 40-60% y patógenos fecales entre 52-99% (Abou-Elela et al., 2013; Boutilier et al., 2011; Kipasika et al., 2014; Tunçsiper et al., 2015b; Vymazal, 2007; Vymazal & Březinová, 2014; D. Zhang et al., 2014); razón por la cual, han sido identificados como una opción sostenible para la gestión de AARR en todo el mundo (M. Wang et al., 2017).

En este sentido y como se indicó en líneas anteriores, a pesar de que existen un gran número de estudios acerca del rendimiento de estos sistemas en el mundo, son escasas las publicaciones acerca de la adaptación y del funcionamiento de los HSSF bajo otro tipo de condiciones, esto es, en lugares con bajas temperaturas y localizados a elevadas altitudes (Tunçsiper et al., 2015a; M. Wang et al., 2017), como los ecosistemas de montaña. Conforme lo indicado por Tunçsiper et al., Wang et al., y Vymazal & Březinová temperaturas menores afectarían los procesos biológicos del humedal y mayores altitudes afectarían la capacidad de desarrollo de las plantas; reduciendo a su vez, el rendimiento de la depuración de contaminantes en las AARR (Tunçsiper et al., 2015a; Vymazal & Březinová, 2014; M. Wang et al., 2017).

En países tales como: Noruega, España, Italia, Estados Unidos de América, Canadá y China, se han llevado a cabo investigaciones acerca de la aplicación de HSSF en zonas con climas fríos,

esto es, con temperaturas que oscilan entre -10 a 15°C ; alcanzando en cada uno de ellos las siguientes eficiencias para nitrógeno total (NT) y fósforo total (FT): 57 y 97%; 70 % (NT); 27 y 40%; 30,2 y 12%; 31-80 y 91% (Garfí et al., 2012; Gorra et al., 2014; Mæhlum & Stålnacke, 1999; Vanier & Dahab, 2001; F. Wang et al., 2012). Mientras que, por otro lado, en países tales como Francia, Suiza, Italia, República Checa y China se han realizado investigaciones acerca del funcionamiento de HSSF localizados a elevadas altitudes (zonas montañosas y semi-montañosas), es decir, con altitudes que oscilan entre los 500 a 1200 m s. n. m.; alcanzando respectivamente en cada uno de ellos las siguientes eficiencias para nitrógeno total y fósforo total: 57,3 y 69%; 80-100 % (NT); 64.4 y 68.9 %; 51-62% (FT); 64.5 y 68.1% (Foladori et al., 2012; Merlin et al., 2002; Vymazal & Březinová, 2014; Zhai et al., 2011; Züst & Schönborn, 2003).

En este contexto, al analizar las eficiencias obtenidas tanto para países con climas fríos como para países con elevadas altitudes, se puede observar que estos parámetros inciden en la eficiencia del tratamiento; sin embargo, se pueden conseguir valores semejantes a los de otras regiones del mundo.

A nivel Sudamericano, Colombia es el país que ha realizado la mayor cantidad de estudios de estos sistemas bajo condiciones de ecosistemas de montaña (Vymazal & Kröpfelová, 2008). Mientras que, en Ecuador, los humedales artificiales han sido estudiados para el tratamiento de aguas pluviales, aguas residuales domésticas y aguas residuales provenientes de mataderos (González E., 2011; Guanuchi Q., 2012; Guerra F., 2012; Vinueza E., 2014; Vymazal & Kröpfelová, 2008); alcanzando buenos resultados en estas aplicaciones.

En este sentido, en la ciudad de Cuenca, la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Alcantarillado, Agua Potable y Saneamiento (ETAPA EP) ha diseñado y ha construido humedales artificiales de flujo subsuperficial en las parroquias rurales del cantón Cuenca, Victoria del Portete, Tarqui y Octavio Cordero (Figura 4, Figura 5 y Figura 6), con la finalidad de dar tratamiento a las aguas residuales domésticas de estos lugares, obteniéndose para los tres humedales porcentajes de remoción promedio de 78% para DBO, 73% para DQO, 68% para Norg, 42% para FT y 90% para CT.



Figura 4. Humedales de Victoria del Portete

Figura 5. Humedales de Tarqui



Figura 6. Humedales de Octavio Cordero

Asimismo, en Cuenca se ha llevado a cabo un estudio a escala piloto de HSSF para la depuración de AARR domésticas, trabajando para ello, bajo las condiciones de temperatura y altura de esta ciudad (temperatura media de 14°C y altura de 2416 msnm.). En dicho estudio, se han determinado las eficiencias alcanzadas en la disminución del parámetro DBO_5 , esto es entre 75 a 93% (Larriva & González, 2017a), porcentajes que son comparables a las experiencias reportadas por Vymazal & Kröpfelová (2008). No obstante, con la finalidad de completar este estudio, la presente investigación probará que el tratamiento mediante HSSF permite la depuración de los parámetros nitrógeno, fósforo y patógenos fecales en las AARR domésticas de la ciudad, además de que se determinarán los rendimientos alcanzados por este sistema piloto en dicha depuración.

Por último, queda muy claro la necesidad de seguir generando en nuestro país investigaciones acerca del comportamiento y funcionamiento de los humedales de tratamiento, las cuales aportarán a la comunidad científica con parámetros de diseño; permitiendo así, una adecuada implementación de estos sistemas para el tratamiento de AARR, y mejorando el estilo de vida de sus habitantes, en especial de aquellos que viven en zonas rurales.

CAPÍTULO 3

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de Estudio

La investigación hace referencia a las aguas residuales domésticas de la zona urbana de la ciudad de Cuenca; las cuales son recolectadas y conducidas por medio de los interceptores sanitarios, emplazados en las márgenes de los ríos de la ciudad, hasta la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) ubicada en Ucubamba, propiedad de la Empresa Pública Municipal de Telecomunicaciones, Alcantarillado, Agua Potable y Saneamiento ETAPA EP (Figura 7).

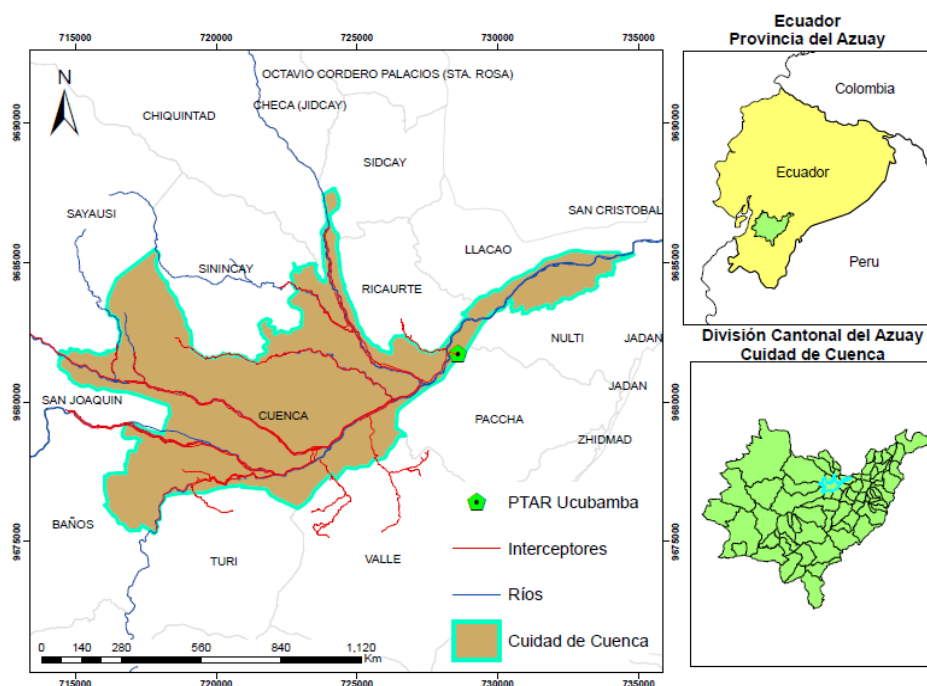


Figura 7. Mapa del área de estudio

3.2 Descripción de las Unidades de Tratamiento

Para alcanzar los objetivos de la presente investigación se utilizaron tres HSSF construidos a escala piloto, e instalados en la PTAR-Ucubamba. Estos reactores han tratado las AARR domésticas de la ciudad que llegan a esta PTAR bajo condiciones ecosistémicas de montaña; es decir, han trabajado a una altura de 2416 m s. n. m. y una temperatura media de 14°C.

Asimismo, se indica que los tres HSSF han sido rehabilitados para llevar a cabo el presente estudio según los diseños, parámetros hidráulicos y material de soporte determinados en estudios previos realizados por (Larriva & González, 2017b, 2017a).

En este contexto, cada reactor es un tanque de acero inoxidable trapezoidal de 2.8 m de longitud, 1.3 m de ancho superior, 1.2 m de ancho inferior y 0.6 m de profundidad (Figura 8). Los reactores han sido diseñados con una pendiente del 1% para garantizar el gradiente hidráulico

(U.S. EPA, 2000b). En cada piloto se utilizó como material de soporte, grava de 18 a 25 mm de diámetro (porosidad del 38%), excepto en los primeros y en los últimos 15 cm, en donde se colocó grava de mayor diámetro para evitar obstrucciones (estructuras de entrada y salida). Considerando las dimensiones del tanque y la grava colocada, el volumen real de agua que se trató fue de aproximadamente $0,6 \text{ m}^3$ (Larriva & González, 2017a) (Figura 9) (Larriva & González, 2017a).



Figura 8. Modelo HSSF piloto construido

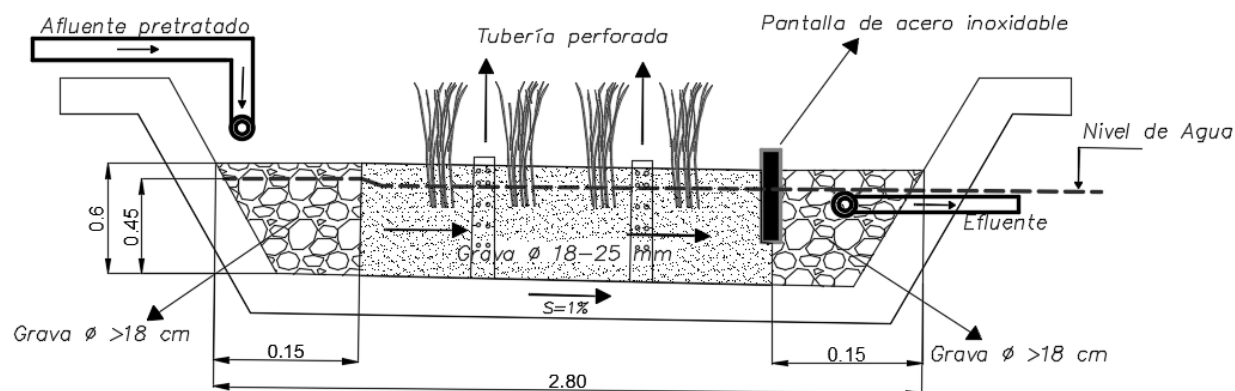


Figura 9. Esquema de la vista en perfil de los HSSF piloto

La estructura de entrada del AARR a los reactores cuenta con diez perforaciones de 9 mm de diámetro (flauta), lo que permite distribuir de manera uniforme el caudal de ingreso en los pilotos (Figura 10). Para la recolección del efluente, se instaló una flauta (diámetro de 50 mm) asimismo con diez perforaciones (diámetro 9 mm), la cual fue ubicada a 45 cm desde el fondo de los humedales. Además, en la estructura de salida se instaló una pantalla de acero inoxidable a fin de obligar a que el agua salga por la parte inferior del HSSF con el fin de disminuir las zonas muertas y asegurar el uso de todo el volumen del reactor (Figura 11) (Larriva & González, 2017a).



Figura 10. Entrada de AARR a los HSSF (flauta)



Figura 11. Salida de AARR de los HSSF (flauta)

Adicionalmente, en cada uno de los pilotos se instalaron cuatro tubos perforados de PVC (diámetro 150 mm) al 1/3 y a los 2/3 de su longitud total, instalados de forma vertical desde el fondo del reactor hasta 5 cm por encima de la grava, con el fin de monitorear la calidad del agua en estos puntos intermedios (Figura 9).

En dos de los pilotos se utilizaron variedades nativas de *Phragmites australis* (Carrizo), *Scirpus californicus* (Totora), con una densidad de plantas de 4 unidades por m² (U.S. EPA, 2000a), mientras que en el tercero no se sembró vegetación emergente (Figura 12, Figura 13 y Figura 14).



Figura 12. Plantas emergentes empleadas en los HSSF

Figura 13. Carrizo (*Phragmites australis*)Figura 14. Totora (*Scirpus californicus*)

Los tres HSSF piloto funcionaron bajo las mismas condiciones de operación, carga orgánica y carga hidráulica.

3.3 Características del sistema de alimentación

El AARR doméstica que llega a la PTAR, previo a su ingreso a los HSSF, recibe un pretratamiento que separa los sólidos por medio de rejillas y elimina las arenas mediante un desarenador; luego ingresa al canal de reparto de la PTAR desde donde fue bombeada hacia un tanque plástico que funcionó como decantador primario y desde el cual se distribuyó a cada piloto mediante tuberías de PVC (diámetro de 25 mm) (Figura 15).

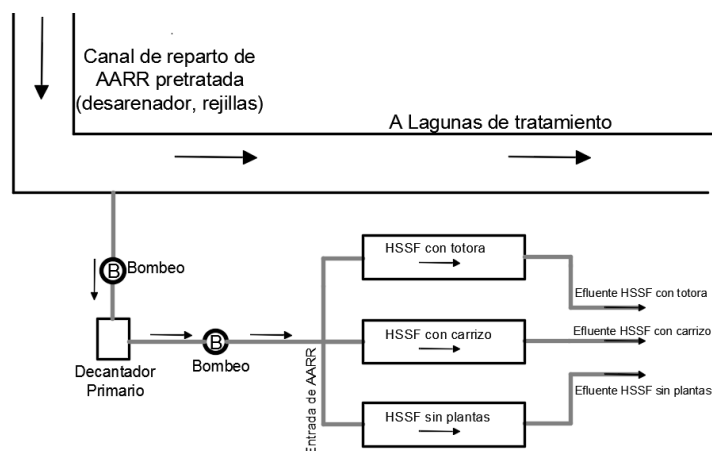


Figura 15. Esquema del funcionamiento de los HSSF piloto.

El flujo de agua residual que ingresa a los reactores se calcula según la Ecuación 1 y en relación a los TRH estudiados, que para el presente caso van desde cinco hasta nueve días.

$$Q = \frac{V_{efectivo}}{TRH} \quad (1)$$

Donde:

Q = caudal (m^3/s)

$V_{efectivo}$ = volumen real de agua a tratar en el reactor (m^3)

TRH = tiempo de retención hidráulico (s)

Para cada TRH se ha calculado las cargas hidráulicas expresadas como caudal por unidad de área y su equivalente en velocidad. Los resultados se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 3. Caudal y carga hidráulica por unidad de área para TRH de 5 a 9 días.

TRH (días)	Caudal (l/d)	q ($m^3/m^2.año$)	q (cm/d)
5	120	14.6	4.0
6	100	12.2	3.3
7	86	10.4	2.9
8	75	9.1	2.5
9	67	8.1	2.2

3.4 Muestreo de la Red Implementada

Una vez rehabilitados los HSSF se dio inicio a la campaña de monitoreo, captando muestras puntuales para TRH entre cinco y nueve días, dentro de un período total de seis meses.

La distribución temporal y espacial de las muestras, los equipos utilizados tanto *in situ* (toma de muestras) y en laboratorio (análisis de las muestras) se describen a continuación.

3.4.1 Distribución Espacial

Los muestreos en cada uno de los HSSF piloto se los realizó en cuatro puntos distintos, a saber: 1) Flauta de entrada del AARR a los HSSF piloto, 2) Al primer tercio de la longitud de los HSSF (eventualmente), 3) Al segundo tercio (eventualmente) y 4) En la salida de cada HSSF (Figura 16).

Para el presente estudio se recolectaron un total de 83 muestras, que incluyen los puntos de monitoreo descritos y cuyo detalle de distribución temporal se indica en la siguiente sección.

En cuanto a la temperatura media de los HSSF pilotos, esta fue monitoreada cada uno de los días de muestreo y en los siguientes puntos: en el primer tercio de la longitud, en el segundo tercio y a la salida de cada HSSF (Figura 16 y Figura 17).

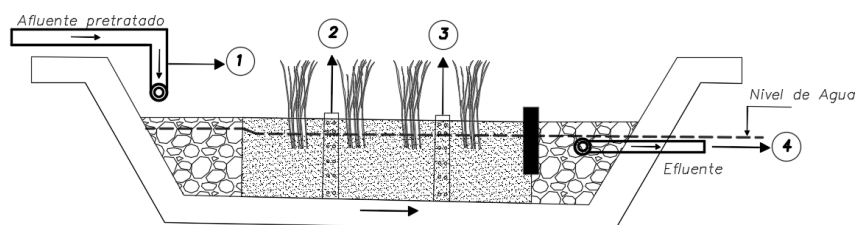


Figura 16. Esquema de puntos de muestreo en los HSSF

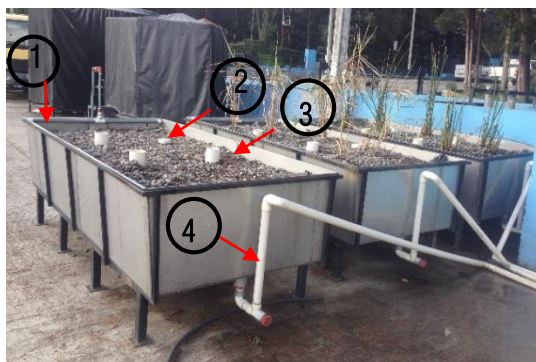


Figura 17. Piloto con puntos de muestreo en los HSSF

Estos puntos de monitoreo se han establecido a fin de determinar el grado de remoción de los contaminantes investigados, a lo largo de su recorrido por los humedales.

3.4.2 Distribución Temporal

En el presente estudio se han recolectado un total de 83 muestras desde mayo hasta septiembre de 2017, las cuales corresponden a TRH entre cinco y nueve días y cuya distribución se ha realizado de la siguiente manera.

Para cada uno de los reactores en estudio se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días; y, doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días. Adicionalmente, para los TRH de nueve y siete días se tomaron tres muestras al 1/3 de los reactores y tres muestras a los 2/3 de los reactores; mientras que, para el TRH de cinco días se tomaron tres muestras a los 2/3 de los HSSF. El resumen de esta distribución se indica en la siguiente tabla.

Para cada uno de los reactores en estudio se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días

Tabla 4. Distribución espacial y temporal del muestreo

Puntos de muestreo	Fecha Lugar	TRH 9 días				TRH 8 días			TRH 7 días				TRH 6 días			TRH 5 días			Total de muestras
		24/5/2017	29/5/2017	31/5/2017	2/6/2017	26/6/2017	29/6/2017	4/7/2017	21/7/2017	24/7/2017	26/7/2017	28/7/2017	21/8/2017	23/8/2017	28/8/2017	8/9/2017	11/9/2017	13/9/2017	
1	Flauta de entrada del AARR a los HSSF	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17
2	HSSF sin plantas emergentes																		
3	Al 1/3 de la longitud del HSSF.	x							x										2
4	A los 2/3 de la longitud del HSSF.		x							x							x		3
4	En la Salida del HSSF.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17
2	HSSF con Carrizo																		
3	Al 1/3 de la longitud del HSSF.	x							x										2
4	A los 2/3 de la longitud del HSSF.		x							x							x		3
4	En la Salida del HSSF.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17
2	HSSF con Totoras																		
3	Al 1/3 de la longitud del HSSF.	x							x										2
4	A los 2/3 de la longitud del HSSF.		x							x							x		3
4	En la Salida del HSSF.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	17
SUBTOTAL POR TRH		22				12			22				12			15			83

Previo a la toma de muestras para cada TRH se requirió que los reactores hayan sido estabilizados con un tiempo igual o mayor a tres veces el TRH a ser estudiado. Esto con la finalidad de que los diferentes componentes del humedal se acoplen a las nuevas características hidráulicas. Esta es la razón por la cual, existen ciertos intervalos de tiempo entre los muestreos, indicados en la Tabla 4.

3.4.3 Parámetros a analizar

La presente investigación se basó en el análisis de los siguientes parámetros.

1. Parámetros físicos
 - ✓ Temperatura de los HSSF
2. Parámetros químicos
 - ✓ Nitrógeno amoniacal (NH_4^+), Nitrógeno orgánico y Nitrógeno total Kjeldahl, Ortofosfatos totales y ortofosfatos disueltos.
3. Parámetros biológicos
 - ✓ Coliformes Totales, Escherichia coli.

3.4.4 Descripción de Equipos

Los principales equipos e instrumentos utilizados en la investigación para la toma y análisis de las muestras se indican a continuación.

3.4.4.1 Equipos para monitoreo y toma de muestras en campo

Para la recolección de muestras puntuales *in situ*:

- Frascos tapa rosca estériles (Microbiología)
- Frascos de vidrio (Análisis de fósforo)
- Frascos Winkler (DBO)

Para el monitoreo de la temperatura media de los HSSF en los días de muestreo, se empleó la sonda de temperatura del equipo multiparamétrico (YSI, 55). (Figura 18).



Figura 18. Sonda de Temperatura

3.4.4.2 Equipos para análisis de muestras en laboratorio

Los principales materiales, equipos e instrumentos que se utilizaron en laboratorio de sanitaria para el análisis de los parámetros indicados anteriormente en cada una de las muestras se describen a continuación.

Tabla 5. Equipos y materiales a emplear en el Laboratorio de Sanitaria

Materia Orgánica		
Parámetro a medir	Método a emplear	Materiales a utilizar
Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO)	De Dilución (5 días)	Frascos Winkler Estufa a temperatura 20°C Probetas Pipetas Reactivos Varios
Demanda Química de oxígeno (DQO)	De reflujo con dicromato de potasio	Recirculador UELP Scientific Pipetas volumétricas Agitadores
Nutrientes		
Parámetro a medir	Método a emplear	Materiales a utilizar
N-Amonio (N-NH ₄ ⁺) N-Orgánico N-Total	Kjeldahl	Equipo Kjeldahl Bureta Soporte universal Vasos de precipitación Reactivos varios
Fósforo Total	Por Digestión - Espectrofotometría	Frascos de vidrio tapa rosca Erlenmeyer Pipetas volumétricas Autoclave Espectrofotómetro Reactivos varios
Coliformes Totales y E. Coli		
Parámetro a medir	Método a emplear	Materiales a utilizar
Coliformes Totales y E. Coli	Tubos Múltiples NMP/100ml	Cabina de Flujo laminar Tubos tapa rosca Pipetas serológicas Gradillas Estufa (calibrada) Baño María

3.5 Análisis Físico-Químico y Biológico

Los análisis indicados en el numeral 3.4.3, se realizaron en el Laboratorio de Sanitaria de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Cuenca, utilizando métodos establecidos en el “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

La temperatura media de los pilotos se analizó mediante el software Microsoft Excel versión 2010.

3.6 Análisis Estadístico

El análisis estadístico de los datos utilizó el software Microsoft Excel versión 2013. Los porcentajes de remoción fueron calculados de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\text{Disminución (\%)} = \frac{(C_o - C_i)}{C_o} \times 100 \quad (2)$$

Donde:

C_o = concentración del afluente en mg/l o en NMP/100ml

C_i = concentración del efluente en mg/l o en NMP/100ml

Una vez calculados los porcentajes de disminución, se procede a la revisión, evaluación y control de calidad de la información recopilada; se grafican curvas de remoción versus tiempo de retención para coliformes totales, E. Coli y nutrientes (N y P). Con esta información, se analizó la capacidad de disminución de los parámetros indicados de las AARR domésticas en cada HSSF y posteriormente se determinó la planta emergente que presentó la mayor eficiencia, empleando para ello el software Microsoft Excel, los programas R y Rstudio.

Finalmente, se comparó los niveles alcanzados para coliformes totales, E. Coli y nutrientes (N y P) en cada HSSF con lo establecido en la NORMA DE CALIDAD AMBIENTAL Y DE DESCARGA DE EFLUENTES EN EL RECURSO AGUA (TULSMA: Libro VI Anexo I).

3.7 Modelos de Tasas de Decaimiento de Primer Orden

3.7.1 Modelo de flujo pistón

El modelo de flujo pistón (3) ha sido considerado como uno de los métodos de primer orden más popular aplicado en décadas anteriores para relacionar el tiempo de retención con la eficiencia de remoción de un contaminante (Kadlec & Wallace, 2009; Larriva & González, 2017a):

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-k_v \theta} \quad (3)$$

Donde:

C_e = concentración del contaminante en el efluente (mg/L)

C_o = concentración del contaminante en el afluente (mg/L)

k_v = constante de velocidad de reacción del sistema (d-1)

θ = tiempo de retención (d)

En este sentido, es necesario indicar que, la constante de velocidad de reacción de cada sistema depende de la temperatura del mismo ($^{\circ}\text{C}$) y se la determina con la siguiente ecuación (4):

$$k_v = k_{20} \Theta^{T-20} \quad (4)$$

Donde,

k_{20} : constante de velocidad de reacción del sistema a 20°C (d-1),

T : temperatura del humedal ($^{\circ}\text{C}$).

La gran mayoría de la literatura acerca de humedales de tratamiento presumía que este modelo obtenía ajustes adecuados del funcionamiento hidráulico de estos sistemas; sin embargo, en los

años noventa, estudios de trazadores indicaron que el modelo de flujo pistón no se aplicaba ni para los humedales de FWS ni para los HSSF debido a que eran propensos a predecir concentraciones en el efluente extremadamente bajas; y, por tanto se requiere el empleo de otros métodos que consideren condiciones reales del flujo (Kadlec & Wallace, 2009).

3.7.2 Modelo de tanques en serie (TES)

Según Kadlec y Wallace (2009), el modelo de tanques en serie asume que conforme el agua tratada atraviesa los N tanques, la concentración del contaminante va disminuyendo en cada uno de ellos (Figura 19).

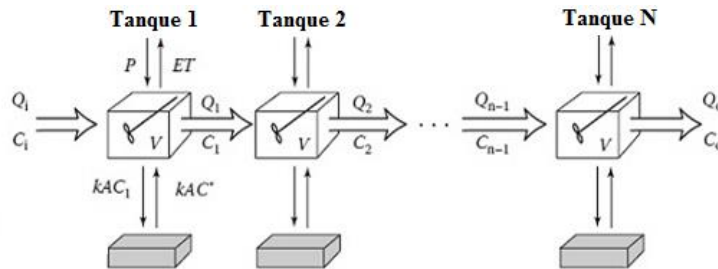


Figura 19. Modelo de Tanques en serie

Fuente: Kadlec y Wallace, (2009)

En el caso de que no existan pérdidas o ganancias de agua, la concentración del contaminante en el tanque j -ésimo es (Kadlec & Wallace, 2009):

$$(QC_{j-1} - QC_j) = k_A A (C_j - C^*) \quad (5)$$

Dónde C_j es la concentración del contaminante en el tanque j (mg/L). Para la secuencia de N tanques, y siendo $q=Q/A$, el balance de masas combinado es el siguiente (Kadlec & Wallace, 2009):

$$\frac{C_e - C^*}{C_o - C^*} = \left(1 + \frac{k_A}{Nq} \right)^{-N} \quad (6)$$

Donde:

k_A = constante de velocidad de reacción del sistema, base área (m/año)

N = número de tanques de mezcla completa en serie supuesto

q = carga hidráulica por unidad de área (m/d; m/año)

En este contexto, se debe tener en cuenta, que en el número de tanques (N) deberá ser determinado en la evaluación hidráulica del reactor (Larriva & González, 2017a).

Por último, se indica que para poder aplicar el método de tanques en serie en la presente investigación se han determinado los siguientes parámetros en base a las ecuaciones indicadas

anteriormente y a la bibliografía indicada por los autores Larriva & González (2017a) y Levenspiel (2004).

Tabla 6. Módulo de dispersión y número de tanques en serie para los TRH en estudio

TRH	5	6	7	8	9
D	0.102	0.110	0.117	0.123	0.128
σ_θ^2	0.205	0.220	0.233	0.245	0.257
N _{calc}	4.88	4.55	4.29	4.07	3.89
N _{asumido}	5	5	4	4	4

3.8 Criterios de desempeño del modelo

El criterio de desempeño del modelo se refiere al rendimiento del mismo a través de la comparación de las concentraciones de salida/entrada simuladas y las concentraciones de salida/entrada observadas; para el presente caso de estudio se ha utilizado el coeficiente de eficiencia (EF₂) o coeficiente de Nash-Sutcliffe (NS) (Nash & Sutcliffe, 1970), el cual sirve para determinar la magnitud relativa de la varianza residual comparada con la varianza de los datos observados (Duque & Vázquez, 2015). Este coeficiente se calcula de la siguiente manera:

$$EF_2 = 1.0 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right] \quad (7)$$

En donde:

O_i = valor observado

P_i = valor simulado

\bar{O}_i = media de los valores observados

n = número total de observaciones

El valor de este coeficiente oscila entre $-\infty$ a 1.0; siendo su valor óptimo $EF_2=1$. Valores entre el rango 0.0-1.0 son generalmente vistos como niveles aceptables de rendimiento y valores menores a 0.0 indican que el valor medio observado es mejor predictor que el valor simulado, lo cual se interpreta como un rendimiento inaceptable del modelo o un modelo demasiado pobre (Moriasi et al., 2007). A continuación, se presenta la clasificación general del desempeño para el coeficiente analizado.

Tabla 7: Clasificación general del desempeño de EF_2 (Moriasi et al., 2007)

Desempeño	EF_2
Muy bueno	$0.75 < EF_2 < 1.00$
Bueno	$0.65 < EF_2 < 0.75$
Satisfactorio	$0.50 < EF_2 < 0.65$
Insatisfactorio	$EF_2 < 0.50$

También se analizó la correlación que existe entre los valores de las C_e/C_o observadas y las C_e/C_o predichas; mediante la aplicación del Coeficiente de Pearson, el mismo que se calcula con la siguiente ecuación.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (P_i - \bar{P})^2}}$$

En donde:

O_i = valor observado

P_i = valor simulado

\bar{O} = media de los valores observados

\bar{P} = media de los valores simulados

n = número total de observaciones

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el presente capítulo, se presentan los principales resultados obtenidos en los estudios realizados tanto en la remoción de contaminantes de cada HSSF para los tiempos de residencia ensayados, como en la obtención de las constantes cinéticas para los parámetros analizados bajo condiciones de ecosistemas de montaña.

4.1 Remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK)

Para cada uno de los reactores en estudio se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días, tal como se indicó en la sección 3.4.2. En la Figura 20, se muestran los valores promedio de las concentraciones de NTK en el afluente (Agua cruda) y en los efluentes de cada HSSF (Sin plantas, Totoras y Carrizos) en función del TRH ensayado.

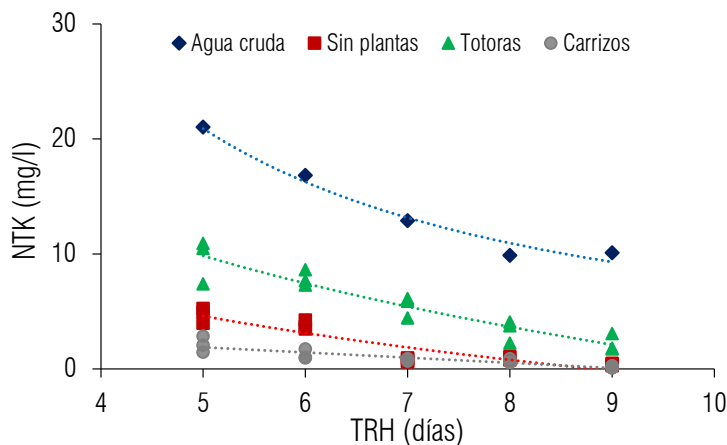


Figura 20. Concentraciones promedio de NTK en el afluente y efluente de cada HSSF.

Como se observa en la Figura 20, las concentraciones promedio de NTK en el afluente varían en función de los diferentes tiempos de retención estudiados; con una tendencia en la que dichas concentraciones promedio disminuyen conforme el TRH incrementa. Sin embargo, es preciso indicar que las concentraciones de NTK no tienen relación alguna con el TRH, sino más bien, éstas se deben a la caracterización del agua residual en cada uno de los días de muestreo, caracterización que se ve influenciada por factores tales como: horas pico, el clima, entre otros; y, que para el presente caso, han coincidido con la tendencia mencionada anteriormente.

En este contexto, a pesar de la variabilidad de las concentraciones en el afluente, se han conseguido para los tres reactores, remociones importantes de NTK, alcanzando en promedio la disminución de 10 mg/L. En la sección siguiente se indican los porcentajes alcanzados específicamente por cada uno de los HSSF.

Asimismo, en la Figura 20 se puede apreciar que existe una tendencia a que las concentraciones del NTK en los efluentes disminuyan conforme aumenta el TRH; observando para los reactores con carrizos y sin plantas una remoción significativa hasta el séptimo día, luego de lo cual las concentraciones del efluente se estabilizan; mientras que, para el reactor con totoras se observa una disminución considerable en la concentración del efluente hasta el noveno día manteniendo una tasa de disminución del contaminante durante todo el tiempo de residencia estudiado.

4.1.1 Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

Con el objeto de analizar la eficiencia de cada uno de los reactores en la disminución de NTK, se procedió a determinar los porcentajes promedio de las remociones alcanzadas en función de los diferentes TRH en estudio; tal como se observa en Figura 21.

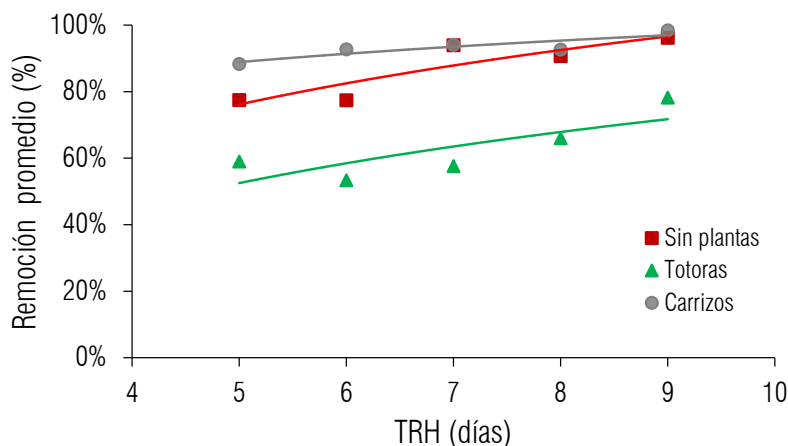


Figura 21. Remoción de NTK en función del TRH

Al analizar la eficiencia de remoción de NTK vs el TRH se puede apreciar que existe una tendencia a que conforme se incrementa el tiempo de residencia se incrementan los porcentajes de remoción; alcanzando los reactores con carrizos y sin plantas valores promedio de disminución de NTK entre el 75 al 90%; mientras que, el reactor con totoras presenta valores de remoción entre el 50 al 75%. Estos valores son semejantes a lo reportado en la bibliografía para los TRH ensayados (Foladori et al., 2012; Garfí et al., 2012; Mæhlum & Stålnacke, 1999; Merlin et al., 2002; F. Wang et al., 2012; Züst & Schönborn, 2003).

En este contexto, se señala de igual manera que, los humedales con carrizos y sin plantas obtienen entre un 15 y 25% más de remoción, comparados con los valores alcanzados por el reactor con totoras para los TRH ensayados.

Asimismo, en la Figura 21 se observa que luego del séptimo día las eficiencias de los reactores con carrizos y sin plantas se estabilizan debido a que luego de este tiempo sus remociones son ligeramente superiores en un promedio del 4%. Lo que indica, que este sería un tiempo suficiente

para remover la mayor cantidad de NT de las AARR; lo cual es similar a lo recomendado por otros autores (Rivas H., 2016; Vymazal & Kröpfelová, 2008; Wang et al., 2012).

Esta figura muestra también que no existe una tendencia marcada a partir del séptimo día con respecto a cuál de los reactores con carrizos y sin plantas obtiene una mayor eficiencia, sino más bien esta se alterna en dependencia del TRH; por lo que, se puede concluir que el principal factor en la remoción de NTK para los HSSF no es el tipo de planta empleada sino el tiempo de residencia en el reactor.

Adicionalmente, se indica que el NTK al estar compuesto por nitrógeno orgánico y nitrógeno amoniacal, logró ser removido en los tres reactores estudiados a través de los procesos biológicos de amonificación, nitrificación y desnitrificación. Asimismo, en los HSSF con carrizos y totoras el nitrógeno pudo ser eliminado del agua residual mediante la asimilación biológica de este contaminante por medio de las plantas emergentes, las cuales realizan una variedad de procesos biológicos que convierten las formas de nitrógeno inorgánico (NH_4^+ , NO_3^-) en componentes orgánicos (aminoácidos), los cuales sirven para la construcción de sus células y tejidos (ver sección 2.1.4.1.3). Todos estos mecanismos de remoción se han visto favorecidos por los tiempos de residencia estudiados.

Por último, se acota que, al comparar los resultados obtenidos por el reactor con carrizos y con totoras, este último reactor ha alcanzado porcentajes inferiores de eficiencia; lo cual, puede deberse a los menores requerimientos de esta especie para la síntesis proteica (Avalos Q., 2014).

4.1.2 Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) en función de la distancia

Con la finalidad de analizar la remoción de NTK a lo largo de cada uno de los reactores se tomaron muestras en el primer tercio, segundo tercio y a la salida de cada humedal para los tiempos de residencia de siete y nueve días. En lo que respecta al TRH de cinco días, se tomaron muestras en el primer tercio y a la salida de cada reactor tal como se indicó en la sección 3.4.1. Los principales resultados de estas pruebas se muestran en la siguiente figura.

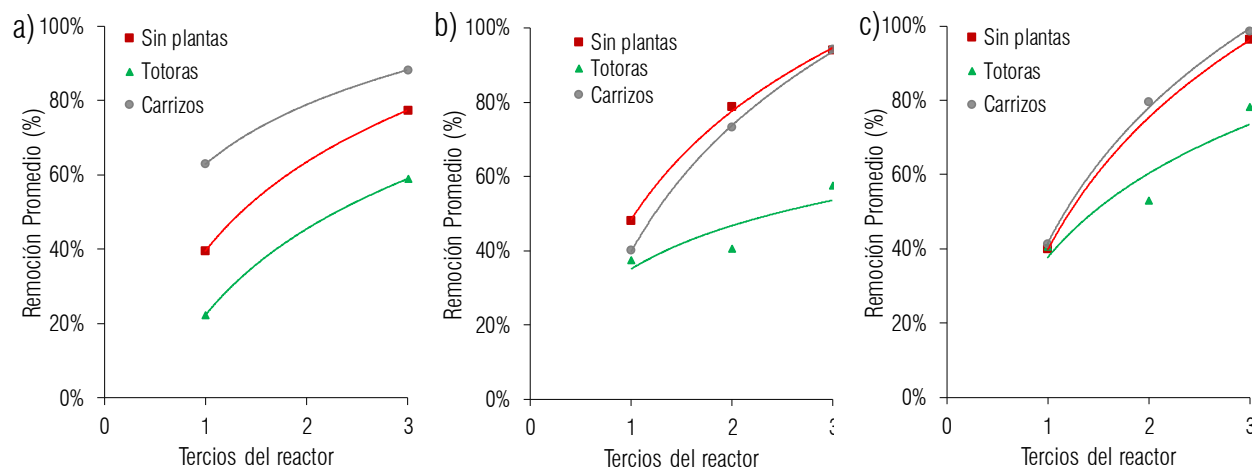


Figura 22. Remoción de NTK en función de la distancia del HSSF a) TRH 5 días, b) TRH 7 días y c) TRH 9 días

Al analizar la figura anterior se puede observar que la mayor eficiencia en la remoción de NTK se alterna entre los reactores con carrizos y sin plantas en función del TRH, lo cual está de acuerdo a lo indicado en la anterior sección (4.1.1). Asimismo, se aprecia que independientemente del TRH, la mayor remoción de este contaminante en los tres humedales sucede siempre en el primer tercio del reactor, lo cual concuerda con lo indicado por Rivas H. (2016).

Por otro lado, la mayor remoción de este contaminante para los humedales con carrizos y sin plantas se da hasta el TRH de siete días; luego de lo cual, su eficiencia incrementa muy levemente para el TRH de nueve días (Figura 22), lo cual es similar a lo expuesto previamente. Este resultado puede ser aplicado para la remoción de NTK mediante HSSF bajo condiciones de ecosistemas de montaña; es decir, un TRH de siete días al momento de diseñar el humedal sería un tiempo suficiente para alcanzar la mayor disminución de este contaminante de las AARR, optimizando de esta manera recursos tanto en el diseño, construcción como en el mantenimiento del sistema.

4.1.3 Análisis con el modelo de flujo pistón

Con la finalidad de determinar las constantes de velocidad de reacción del sistema K_v para el parámetro de NTK según el modelo de flujo pistón se han realizado los ajustes, tanto con los datos observados como con este modelo, en función de las eficiencias obtenidas en términos de concentración de salida/entrada (C_e/C_o) y el TRH; tal como se observa en la Figura 23 a continuación.

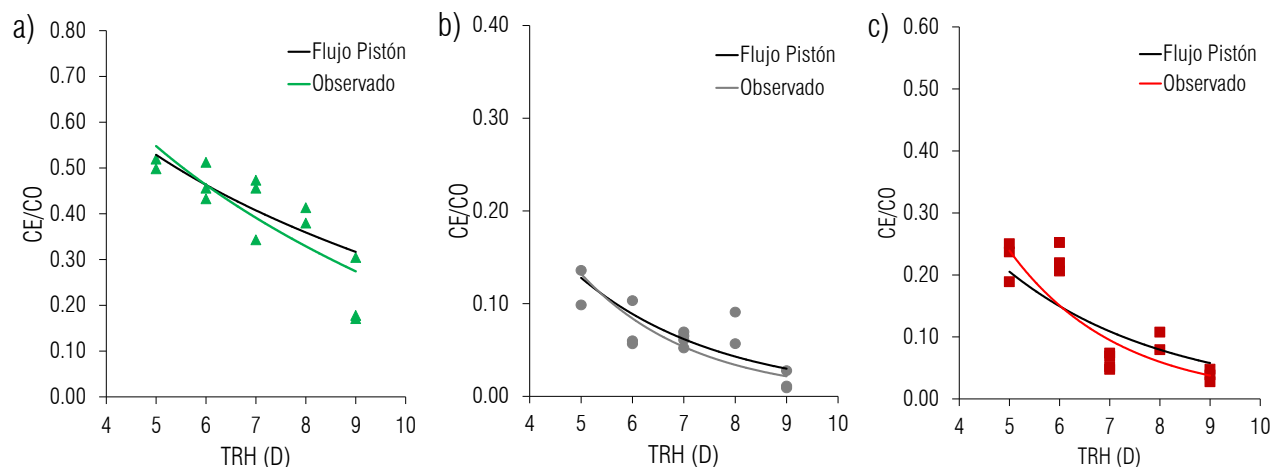


Figura 23. Ajuste con modelo de flujo pistón a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

Al evaluar los resultados obtenidos con el modelo de flujo pistón se aprecia que, para los tres reactores este modelo tiende a subestimar ligeramente los resultados de remoción con respecto a los valores observados a partir del TRH de seis días (Figura 23).

En función de estos ajustes (Figura 23) se han determinado los coeficientes de Correlación de Pearson (r) y de Nash-Sutcliffe (NS) para cada uno de los reactores; así como sus respectivas constantes k_v . Lo indicado, se resume en la Tabla 8.

Tabla 8. Constantes de velocidad de reacción para flujo pistón y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas
k_v (d^{-1})	0.13	0.41	0.32
r	0.82	0.86	0.86
NS	0.60	0.71	0.68

En lo referente al rendimiento del modelo de flujo pistón, los tres reactores han alcanzado resultados satisfactorios según lo indicado por Moriasi et al. (2007) y una correlación muy buena (Tabla 8), siendo los reactores con carrizos y sin plantas levemente mejores en comparación al reactor con totoras; lo que va acorde, a lo indicado en las secciones anteriores.

Asimismo, se observa que las constantes cinéticas determinadas para cada reactor presentan diferencias considerables entre cada una de ellas, esto puede deberse a las características intrínsecas que tiene cada reactor (Tabla 8).

La diferencia entre las constantes de velocidad significa, que en cada reactor el aprovechamiento del nitrógeno por parte de los organismos es diferente, encontrando que en el reactor de las totoras, los organismos que asimilan este nutriente, no son las plantas, sino otros como bacterias y protozoos; por eso la constante de velocidad aquí, es menor que la del reactor sin plantas.

4.1.4 Análisis con el modelo de tanques en serie

Con el objetivo de determinar las constante de velocidad de reacción del sistema K_A para el parámetro de NTK según el modelo de tanques en serie se han realizado los ajustes, tanto con los datos observados como con este modelo, en función de las eficiencias obtenidas en términos de concentración de salida/entrada (C_e/C_o) y el TRH; tal como se observa en la Figura 24.

Es necesario mencionar que, para llevar a cabo el ajuste por medio de este modelo, ha sido necesario emplear los parámetros indicados en la Tabla 3 y en la Tabla 6; asimismo, se ha requerido determinar el valor de la concentración C^* “background” de la ecuación (6); el cual ha sido de 1mg/l para el caso de NTK según lo indicado por Kadlec & Wallace (2009).

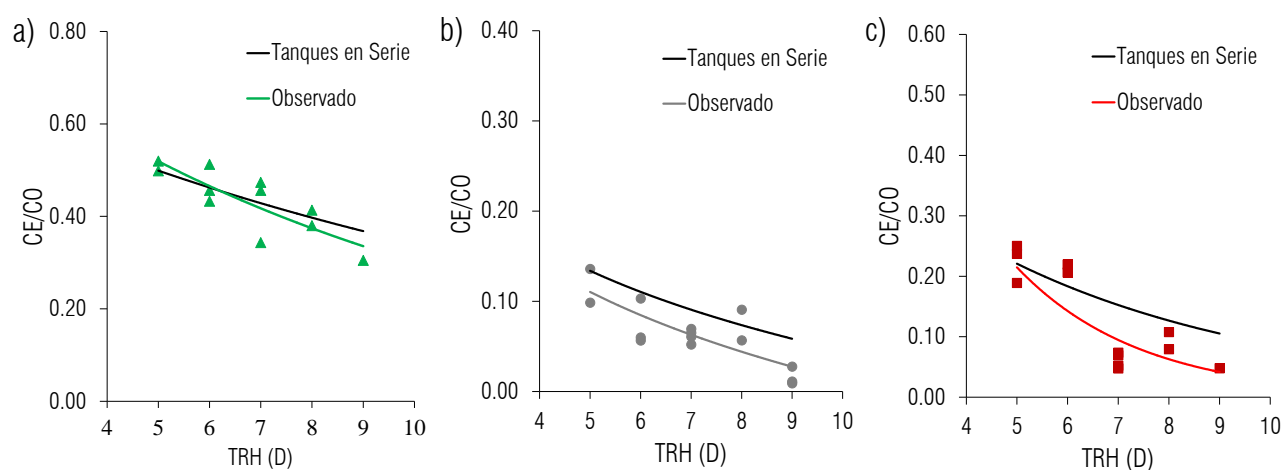


Figura 24. Ajuste con modelo de tanques en serie a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

El análisis de los resultados del modelo de tanques en serie nos indica que para el caso de los reactores con carrizos y sin plantas este modelo tiende a subestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados para todos los TRH en estudio; mientras que, para el caso del reactor con totoras el modelo subestima ligeramente los valores experimentales (Figura 24).

Por otro lado, en base a estos ajustes (Figura 24), se presentan en la Tabla 9 las constantes cinéticas k_A que se han llegado a determinar para cada uno de los reactores, sus respectivos coeficientes de Correlación de Pearson (r) y de Nash-Sutcliffe (NS); así como, los valores de esta constante establecidos por otros autores.

Tabla 9. Constantes de velocidad de reacción para tanques en serie y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas	Kadlec y Wallace (2009)
k_A (m/año)	9.81	30.50	22.00	7.1-11.6*
r	0.82	0.89	0.85	
NS	0.67	0.58	0.68	

*Valores medios para efluentes domésticos

En cuanto al desempeño del modelo de tanques en serie, se han conseguido resultados satisfactorios para los tres reactores (Moriassi et al., 2007); y, una correlación muy buena entre los datos observados y lo reportado por este modelo (Tabla 9); asimismo, se observa un rendimiento general del modelo similar para los tres humedales.

Por otro lado, al comparar las constantes cinéticas determinadas por el presente estudio y las presentadas por Kadlec & Wallace (2009), se puede indicar que la constante definida para el reactor con totoras se encuentra situada dentro del rango reportado por estos autores; mientras que, para el caso de los reactores sin plantas y con carrizos se puede apreciar que sus constantes son mayores al rango determinado por Kadlec & Wallace (2009).

4.1.5 Reducción de carga

En esta sección se presentan las cargas de NTK promedio eliminadas por los HSSF en estudio; y se compara estos resultados con lo reportado por otros autores; tal como se indica en la Tabla 10 a continuación.

Tabla 10. Cargas de remoción promedio de NTK

TRH (d)	Carga removida (gr NTK m ⁻² d ⁻¹)				Kadlec y Wallace (2009)
	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas	Wang et al. (2017)	
5-9	0.27	0.41	0.37		
14				0.62	
14				0.64	
-					0.51-0.79*

*Valores medios de 123 HSSF

Al comparar las cargas de remoción obtenidas por los reactores en estudio con las cargas reportadas por la bibliografía se puede apreciar que las alcanzadas en la presente investigación son menores a las obtenidas en otros estudios (Tabla 10). Esto puede deberse a múltiples factores como las condiciones de ecosistemas de montaña bajo las que trabajan los reactores en estudio. Por lo tanto, la determinación de los factores que llegarían a afectar el rendimiento de los HSSF en cuanto a las cargas de remoción de NTK puede ser analizada a profundidad en futuras investigaciones.

4.2 Remoción de Nitrógeno Orgánico (N_{org})

Para el análisis del nitrógeno orgánico, para cada uno de los reactores en estudio se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días, tal como se indicó en la sección 3.4.2. Los valores promedio de las concentraciones de N_{org} en el afluente (Agua cruda) y en los efluentes de cada HSSF (Sin plantas, Totoras y Carrizos) en función del TRH ensayado se muestran en la siguiente figura.

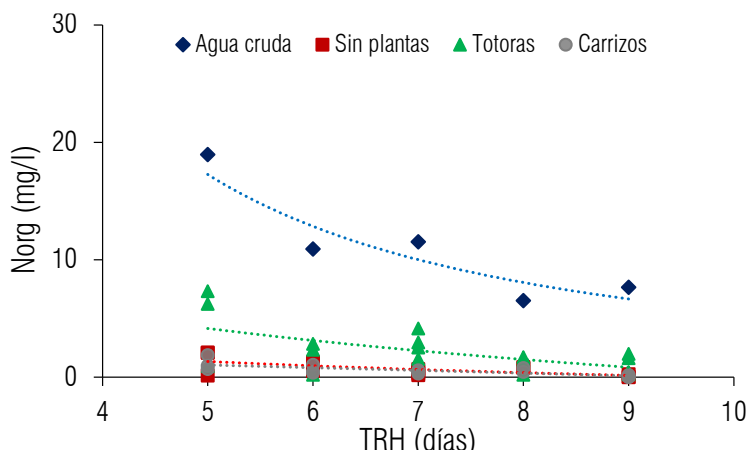


Figura 25. Concentraciones promedio de Norg en el afluyente y efluente de cada HSSF.

Como se observa en la Figura 25, las concentraciones promedio de Norg en el afluyente varían en función de los diferentes tiempos de retención estudiados; con una tendencia en la que dichas concentraciones promedio disminuyen conforme el TRH incrementa. Sin embargo, es preciso indicar que las concentraciones de NTK no tienen relación alguna con el TRH, sino más bien, éstas se deben a la caracterización del agua residual en cada uno de los días de muestreo, caracterización que se ve influenciada por factores tales como: horas pico, el clima, entre otros; y, que para el presente caso, han coincidido con la tendencia mencionada anteriormente.

En este contexto, a pesar de la variabilidad de las concentraciones en el afluyente, se han conseguido para los tres reactores, remociones importantes de Norg, alcanzando en promedio la disminución de 10 mg/L. En la sección siguiente se indican los porcentajes alcanzados específicamente por cada uno de los HSSF.

Por otro lado, se indica que existe una tendencia en cuanto a la reducción del contaminante conforme incrementa el tiempo de residencia del AARR en los humedales. Asimismo, se aprecia en la Figura 25 que los reactores con carrizos y sin plantas han obtenido mejores remociones de nitrógeno orgánico en comparación al reactor con totoras, similar a lo reportado para el parámetro de NTK.

4.2.1 Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Orgánico (Norg) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

A fin de evaluar la capacidad de los humedales piloto con respecto a la disminución de nitrógeno orgánico, se realiza el cálculo de los porcentajes promedio de las remociones alcanzadas en función de los diferentes TRH ensayados; lo cual se puede observar en Figura 26.

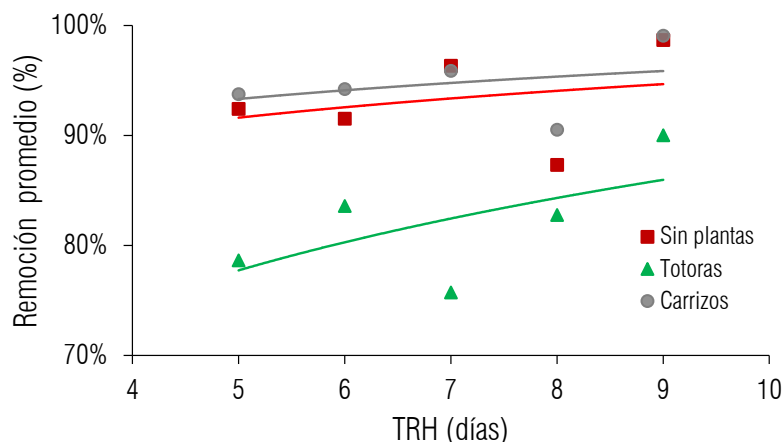


Figura 26. Remoción de Norg en función del TRH

El análisis de la eficiencia de remoción de Norg en función del tiempo de residencia, indica que los porcentajes de remoción aumentan en función del incremento del TRH (Figura 26); similar a lo presentado para el caso de NTK. Asimismo, se define que los valores promedio alcanzados en la disminución de Norg están entre el 85 al 98% para el caso de los reactores con carrizos y sin plantas; mientras que, para el reactor con totoras se han llegado a valores de remoción entre el 75 al 90%. Estos valores alcanzados por los tres reactores son superiores a lo reportado en la bibliografía (Gorra et al., 2014; Kadlec & Wallace, 2009).

Se concluye que los humedales con carrizos y sin plantas han obtenido de un 10 a un 13% más, en la remoción que las totoras, para todos los TRH ensayados.

Asimismo, la Figura 26 muestra que no existe una clara tendencia a partir del séptimo día con respecto a cuál de los reactores con carrizos y sin plantas obtiene una mayor eficiencia, sino más bien esta se alterna en dependencia del TRH; por lo tanto, se puede concluir que el principal factor en la remoción de Norg para los HSSF no es el tipo de planta empleada sino el tiempo de residencia del AARR en el reactor, similar a lo reportado para el caso de NTK.

Adicionalmente, se acota que la remoción del Norg de las aguas residuales pudo realizarse a través de los procesos biológicos de amonificación que se presentan en estos humedales. Asimismo, en los HSSF con carrizos y totoras el nitrógeno pudo ser eliminado del agua residual mediante la asimilación biológica de este contaminante por medio de las plantas emergentes, las cuales utilizan los componentes orgánicos (aminoácidos) para la construcción de sus células y tejidos (ver sección 2.1.4.1.3). Todos estos mecanismos de remoción se han visto favorecidos por los tiempos de residencia estudiados.

Por último, se indica que, al comparar los resultados obtenidos por el reactor con carrizos y por el reactor con totoras, este último reactor ha alcanzado porcentajes inferiores de eficiencia; lo cual, puede deberse a menores requerimientos de nitrógeno para la síntesis proteica de esta especie (Avalos Q., 2014).

4.2.2 Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Orgánico (Norg) en función de la distancia

En esta sección se presenta el análisis de la capacidad de remoción de Norg de cada uno de los reactores en función de su distancia; para lo cual, se han recolectado muestras en los puntos descritos anteriormente en la sección 4.1.2. Los principales resultados de estas pruebas se muestran en la siguiente figura.

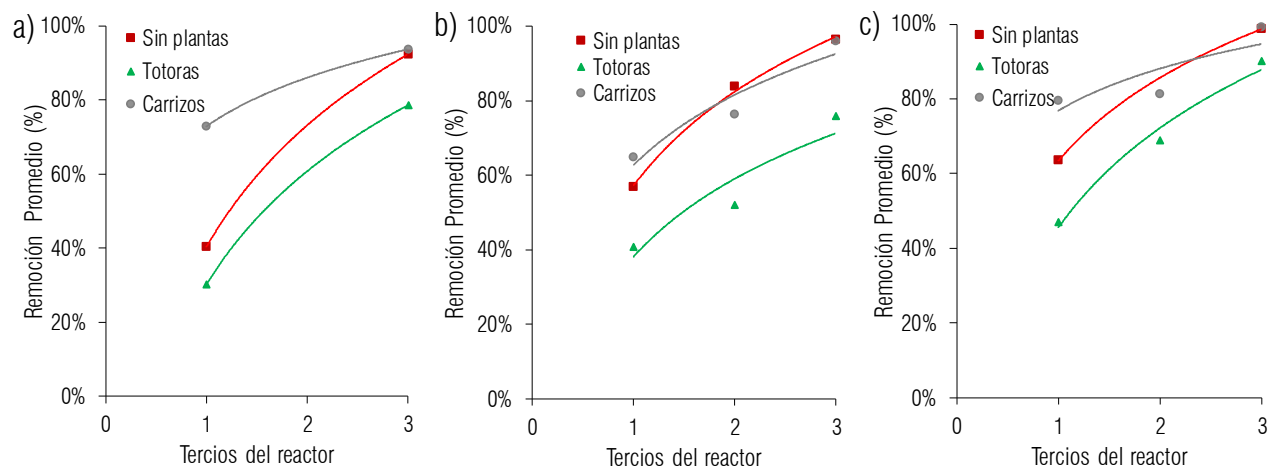


Figura 27. Remoción de Norg en función de la distancia del HSSF a) TRH 5 días, b) TRH 7 días y c) TRH 9 días

Se puede observar que la mayor remoción de Norg se da en el primer tercio de los tres reactores sin importar el tiempo de residencia estudiado (Figura 27), lo que está de acuerdo a lo reportado por Rivas H. (2016)

Por otro lado, se aprecia que al igual que lo presentado para el caso del NTK, los reactores con carrizos y sin plantas se alternan la mayor eficiencia en la remoción de Norg en función del TRH (Figura 27), lo cual está de acuerdo a lo indicado en la anterior sección (4.2.1).

4.2.3 Análisis con el modelo de flujo pistón

Las constantes de velocidad de reacción del sistema K_v para el parámetro de Norg según el modelo de flujo pistón han sido determinadas en base a los ajustes, tanto con los datos observados como con este modelo, lo cual se lo puede observar en la Figura 28 a continuación.

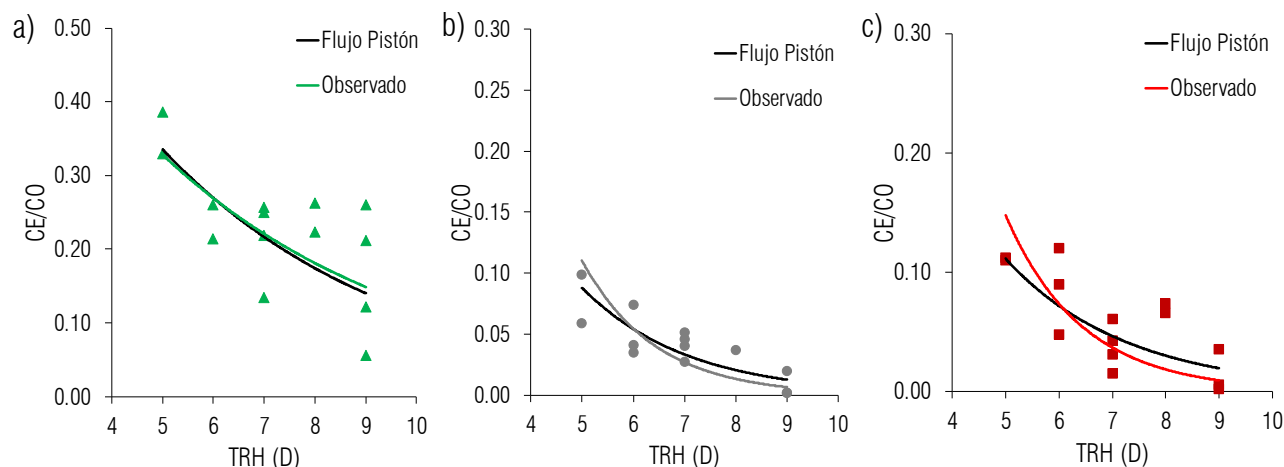


Figura 28. Ajuste con modelo de flujo pistón a) Reactor con Totoras b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

Al evaluar los resultados del modelo de flujo pistón se determina que para el caso de los reactores con carrizos y sin plantas este modelo tiende a subestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados a partir del TRH de seis días; mientras que, para el caso del reactor con totoras el modelo ha conseguido resultados muy similares a los valores observados (Figura 28).

En función de estos ajustes (Figura 28), se presentan en la Tabla 11 las constantes cinéticas k_v determinadas para cada uno de los reactores y sus respectivos coeficientes de correlación (r) y de Nash-Sutcliffe (NS).

Tabla 11. Constantes de velocidad de reacción para flujo pistón y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totoras	Con Carrizo	Sin Plantas
$k_v (d^{-1})$	0.22	0.49	0.44
r	0.68	0.81	0.70
NS	0.52	0.65	0.57

En base a los coeficientes obtenidos para Nash-Sutcliffe y Correlación de Pearson se puede inferir que el modelo de flujo pistón ha alcanzado un rendimiento satisfactorio para los tres reactores (Moriassi et al., 2007) y una correlación buena (Tabla 11). Además, se indica que, los reactores con carrizos y sin plantas han alcanzados coeficientes más altos en comparación al reactor con totoras; semejante a los resultados obtenidos anteriormente en la sección 4.2.1.

Por último, similar a lo presentado para el caso del NTK, se observa diferencias considerables entre las constantes cinéticas determinadas para cada humedal, esto podría deberse a las características intrínsecas que posee cada reactor (Tabla 11).

4.2.4 Análisis con el modelo de tanques en serie

Similar a lo realizado para el parámetro anterior, a continuación se presentan los valores de remoción C_e/C_o obtenidos en función del TRH, tanto con los datos observados como para el ajuste con el modelo de tanques en serie (Figura 29). Es necesario mencionar que, para llevar a cabo el ajuste por medio de este modelo, ha sido necesario emplear los parámetros indicados en la Tabla 3 y en la Tabla 6; asimismo, se ha requerido determinar el valor de la concentración C^* “background” de la ecuación (6); el cual ha sido de 1mg/l para el caso de Norg según lo indicado por Kadlec & Wallace (2009).

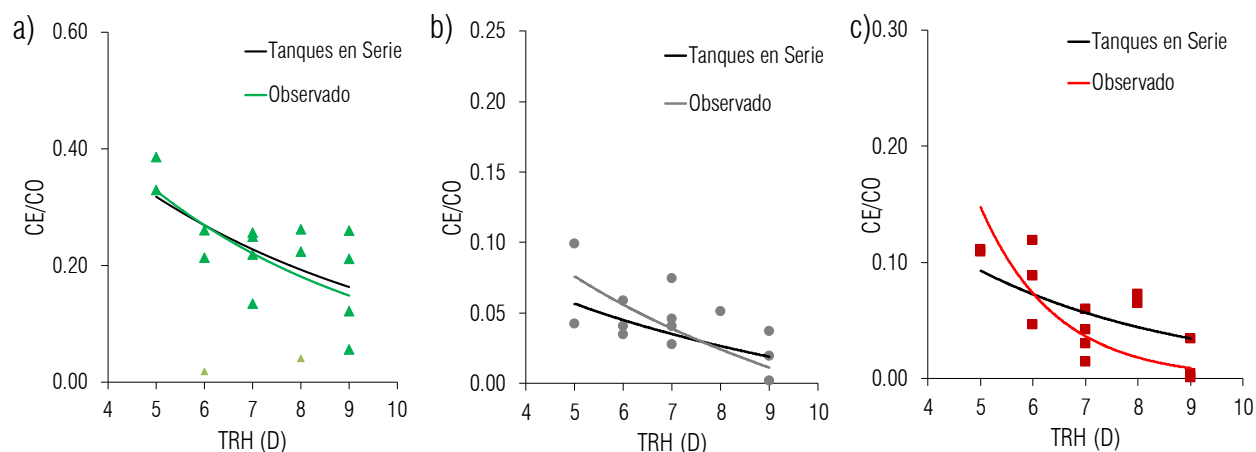


Figura 29. Ajuste con modelo de tanques en serie a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

El análisis de los resultados del modelo de tanques en serie nos indica que para el caso del reactor con totoras el modelo ha conseguido resultados muy similares a los valores observados; mientras que, para el reactor sin plantas este modelo tiende a subestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados a partir del TRH de seis días; y, por último, para el caso del reactor con carrizos el modelo tiende a sobreestimar las remociones hasta el tiempo de residencia de ocho días (Figura 29).

En este contexto, las constantes cinéticas k_A que se han determinado para el parámetro de Norg según el modelo tanques en serie son presentadas en la Tabla 12; así como, los coeficientes de Correlación de Pearson (r), de Nash-Sutcliffe (NS) y los valores de esta constante establecidos por otros autores.

Tabla 12. Constantes de velocidad de reacción para tanques en serie y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas	Kadlec y Wallace (2009)
k_A (m/año)	15.90	47.05	37.20	12.4-25.6*
r	0.68	0.84	0.74	
NS	0.51	0.55	0.50	

*Valores medios para efluentes domésticos

El modelo de tanques en serie ha conseguido para los tres reactores resultados satisfactorios en cuanto a su rendimiento (Moriasi et al., 2007); y, una correlación buena entre los datos experimentados y los reportados por este modelo (Tabla 12); sin embargo, el piloto con mejor desempeño ha sido el reactor con carrizos.

Con respecto a las constantes cinéticas determinadas se indica que estas presentan diferencias considerables entre ellas; sin embargo, la constante determinada para el reactor con totoras se encuentra dentro del rango de los valores reportados por Kadlec & Wallace (2009); mientras que, para el caso de los reactores sin plantas y con carrizos se puede apreciar que sus constantes son mayores al rango determinado por estos autores.

4.2.5 Reducción de carga

En esta sección se presentan las cargas de nitrógeno orgánico promedio removidas por los HSSF en estudio; y se compara estos resultados con lo reportado por otros autores; tal como se indica en la Tabla 13 continuación.

Tabla 13. Cargas de remoción promedio de Norg

TRH (d)	Carga removida (gr Norg m ⁻² d ⁻¹)				
	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas	Wang et al. (2017)	Kadlec y Wallace (2009)
5-9	0.29	0.33	0.32		
14				0.39	
-					0.26-0.38*

Las cargas de remoción obtenidas por los tres reactores en la presente investigación son similares a las reportadas por Wang et al. (2017); y, además se encuentran dentro del rango reportado por Kadlec & Wallace (2009). Por tanto, se puede indicar que para el caso del nitrógeno orgánico las condiciones tanto de temperatura como de altura de la ciudad no han tenido influencia significativa en las cargas de eliminación de este contaminante alcanzadas por los HSSF para los TRH analizados (Tabla 13).

4.3 Remoción de Fósforo Total (FT)

Para cada uno de los reactores en estudio se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días, tal como se indicó en la sección 3.4.2. En la Figura 30 se muestran los valores promedio de las concentraciones de Fósforo Total (FT) en el afluente (Agua cruda) y en los efluentes de cada HSSF (Sin plantas, Totoras y Carrizos) en función del TRH ensayado.

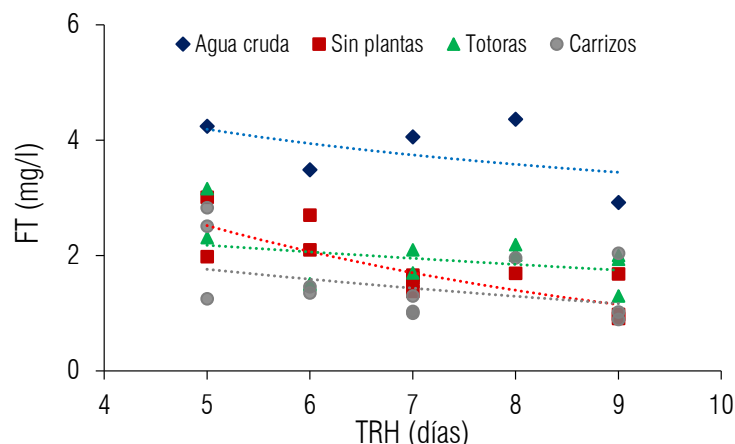


Figura 30. Concentraciones promedio de T en el afluente y efluente de cada HSSF.

El análisis de la Figura 30 indica que a pesar de que las concentraciones de entrada son similares entre ellas; no se consiguen remociones significativas en los efluentes, a pesar de disponer de un rango amplio de tiempos de residencia. Sin embargo, para los tres reactores se ha logrado en promedio la disminución de 1,9 mg/L para los TRH en estudio.

4.3.1 Eficiencia en la remoción de Fósforo Total (FT) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

A continuación, se presenta la evaluación del rendimiento de cada uno de los reactores en la remoción de FT; se determinan los porcentajes promedio de las reducciones alcanzadas en función de los diferentes TRH ensayados. Tal como se lo puede observar en la Figura 31 a continuación.

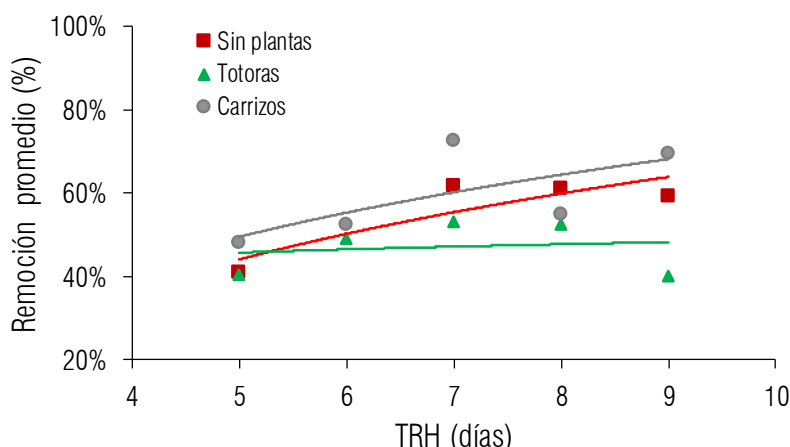


Figura 31. Remoción de FT en función del TRH

Los valores promedio alcanzados en la disminución del FT para los tres reactores están entre 40 y 58 % (Figura 31), lo que muestra una menor variación en cuanto al porcentaje de remoción alcanzado para el NTK y Norg, a pesar de la gran variación en los TRH en estudio. Estos valores

son similares a lo reportado en la bibliografía por Gorra et al. (2014); Vymazal & Březinová (2014).

Así mismo, en la Figura 31 se observa que, las mayores eficiencias promedio para los tres reactores se consiguen en el séptimo día de residencia; lo que indica, que este TRH es el óptimo para la remoción del FT de las AARR.

Se aprecia en la Figura 31 que, los reactores con carrizos y sin plantas se alternan la mayor eficiencia en la remoción de FT en función del TRH a partir del séptimo día (Figura 31), demostrando que la mayor remoción de fósforo en los HSSF no se da por el tipo de planta empleada sino por los procesos de adsorción en el material de soporte (ver sección 2.1.4.2.3), lo que va de acuerdo a lo indicado en la bibliografía (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal, 2007; Vymazal & Kröpfelová, 2008; M. Wang et al., 2017).

Por último, se indica que, al comparar los resultados obtenidos por el reactor con carrizos y por el reactor con totoras, este último reactor ha alcanzado porcentajes inferiores de eficiencia; lo cual, puede deberse a menores requerimientos de fósforo para la síntesis proteica de esta especie.

4.3.2 Eficiencia en la remoción de Fósforo Total (FT) en función de la distancia

A continuación, se presentan los porcentajes promedios alcanzados por cada reactor en la remoción de FT en función de su distancia; esto en base a las muestras recolectas en los puntos indicados anteriormente en la sección 4.1.2. Los principales resultados se muestran en la siguiente figura.

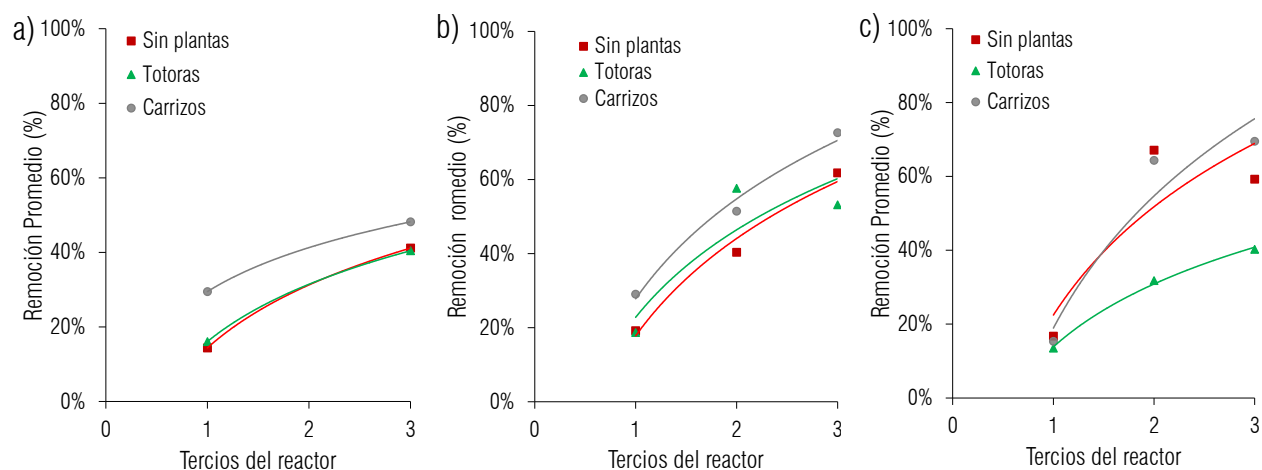


Figura 32. Remoción de FT en función de la distancia del HSSF a) TRH 5 días, b) TRH 7 días y c) TRH 9 días

Se puede observar que la mayor eficiencia en la remoción de FT se presenta en el séptimo día de residencia para los tres reactores, (Figura 32), por lo tanto, este sería un tiempo suficiente para alcanzar la mayor remoción de este contaminante. Lo indicado, está de acuerdo a lo mencionado en la sección anterior (4.3.1).

4.3.3 Análisis con el modelo de flujo pistón

A fin de determinar las constantes de velocidad de reacción del sistema K_v para el parámetro de FT según el modelo de flujo pistón, se han realizado los ajustes, tanto con los datos experimentales como con este modelo, en función de las eficiencias obtenidas en términos de concentración de salida/entrada (C_e/C_o) y el TRH; tal como se observa en la Figura 33 a continuación.

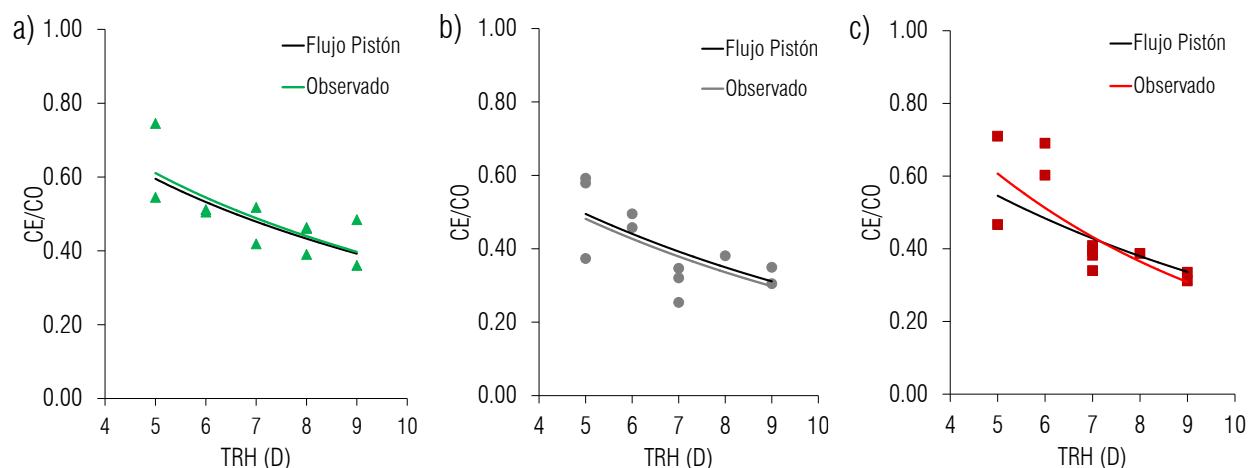


Figura 33. Ajuste con modelo de flujo pistón a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

El análisis del ajuste del modelo de flujo pistón indica que, para los reactores con totoras y con carrizos el modelo ha obtenido valores muy similares a los valores determinados de manera experimental, independientemente del tiempo de residencia estudiado; mientras que, para el caso del reactor sin plantas el modelo de flujo pistón hasta el sexto día de residencia tiende a sobreestimar levemente los resultados de remoción; y, luego de este tiempo tiende a subestimar las eficiencias (Figura 33).

En base a estos ajustes (Figura 33), se presentan en la Tabla 14 las constantes cinéticas k_v obtenidas para cada uno de los reactores y sus respectivos coeficientes de correlación (r) y de Nash-Sutcliffe (NS).

Tabla 14. Constantes de velocidad de reacción para flujo pistón y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas
$k_v (d^{-1})$	0.10	0.14	0.12
r	0.76	0.81	0.74
NS	0.56	0.62	0.55

En función de los coeficientes Nash-Sutcliffe y Correlación de Pearson se determina que el modelo de flujo pistón alcanza un rendimiento satisfactorio para los tres reactores (Moriasi et al.,

2007) y una correlación buena (Tabla 14). Además, el reactor con carrizos alcanza coeficientes más altos en comparación a los otros dos reactores.

4.3.4 Análisis con el modelo de tanques en serie

Similar a lo realizado para el parámetro NTK, a continuación se presentan los valores de remoción C_e/C_o obtenidos en función del TRH para el ajuste tanto con los datos observados como para el ajuste con el modelo de tanques en serie (Figura 34). Es necesario mencionar que, para llevar a cabo el ajuste por medio de este modelo, ha sido necesario emplear los parámetros indicados en la Tabla 3 y en la Tabla 6; asimismo, se ha requerido determinar el valor de la concentración C^* “background” de la ecuación (6); el cual ha sido de 0.02 mg/l para el caso de FT según lo indicado por Kadlec & Wallace (2009).

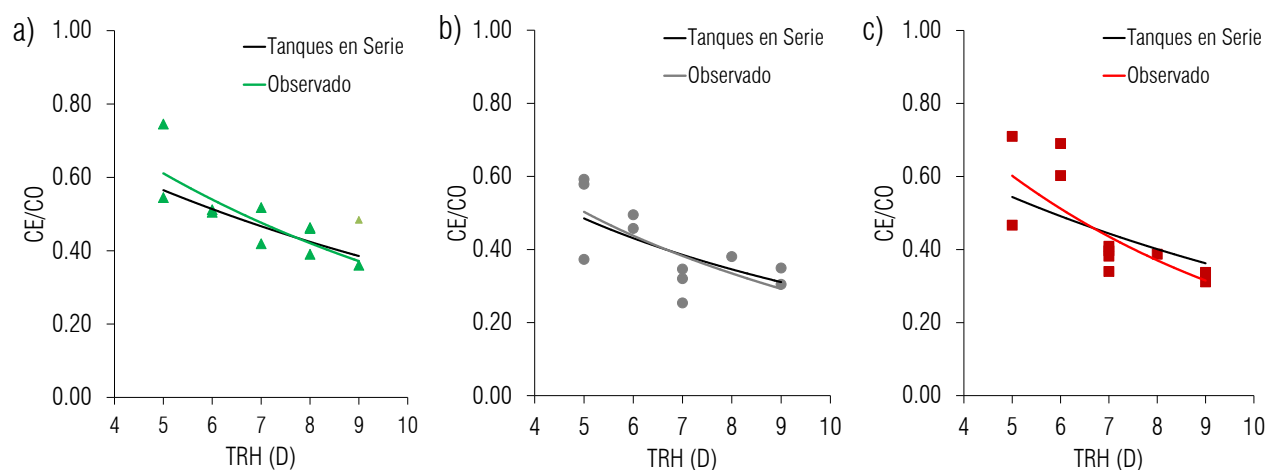


Figura 34. Ajuste con modelo de tanques en serie a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

Al evaluar los resultados, se puede indicar que, para el caso de los reactores con totoras y sin plantas este modelo tiende a sobreestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados a partir del TRH de ocho y siete días respectivamente, luego de estos tiempos tiende a subestimar los resultados. Para el caso del reactor con carrizos los resultados obtenidos por el modelo son muy similares a los valores observados (Figura 34).

En este contexto, las constantes cinéticas k_A que se determinan para el parámetro de Norg según el modelo tanques en serie, se presentan en la Tabla 15; así como, los coeficientes de Correlación de Pearson (r), de Nash-Sutcliffe (NS) y los valores de esta constante establecidos por otros autores.

Tabla 15. Constantes de velocidad de reacción para tanques en serie y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totorá	Con Carrizo	Sin Plantas	Vymazal & Kröpfelová (2008)
k_A (m/año)	7.80	10.11	8.05	12.78*
r	0.76	0.81	0.79	
NS	0.59	0.58	0.52	

*Valores medios para efluentes municipales

El modelo de tanques en serie consigue para los tres reactores resultados satisfactorios en cuanto a su rendimiento (Moriassi et al., 2007); y, una correlación buena entre los datos experimentados y los reportados por este modelo (Tabla 15); sin embargo, el piloto con mejor desempeño en general ha sido el reactor con carrizos.

Con respecto a las constantes cinéticas determinadas por esta investigación, se indica que estas son similares entre ellas; sin embargo, la constante determinada para el reactor con carrizo se encuentra más próxima al valor reportados por Vymazal & Kröpfelová (2008); mientras que, para el caso de los reactores sin plantas y con totoras, sus constantes son menores a las determinadas por estos autores.

4.3.5 Reducción de carga

En esta sección se presentan las cargas de fósforo total promedio removidas por los HSSF en estudio; y se compara estos resultados con lo reportado por otros autores; tal como se indica en la Tabla 16 a continuación.

Tabla 16. Cargas de remoción promedio de FT

TRH	Carga removida (gr FT m ⁻² d ⁻¹)			Wang et al. (2017)
(d)	Con Totorá	Con Carrizo	Sin Plantas	
5-9	0.05	0.06	0.05	
14				0.05
-				0.04

Se puede observar que las cargas de remoción obtenidas por los tres reactores en la presente investigación son similares a las reportadas por Wang et al. (2017). Por tanto, se puede indicar que para el caso del FT las condiciones tanto de temperatura como de altura de la ciudad no han tenido influencia significativa en las cargas de eliminación de este contaminante alcanzadas por los HSSF para los TRH analizados (Tabla 16).

4.4 Remoción de Coliformes Totales (CT)

Para el caso de los coliformes totales, para cada reactor estudiado se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH

de cinco, seis y ocho días (sección 3.4.2.). En la Figura 35 se muestran los valores promedio de las concentraciones de Coliformes Totales (CT) en el afluente (Agua cruda) y en los efluentes de cada HSSF (Sin plantas, Totoras y Carrizos) en función del TRH ensayado.

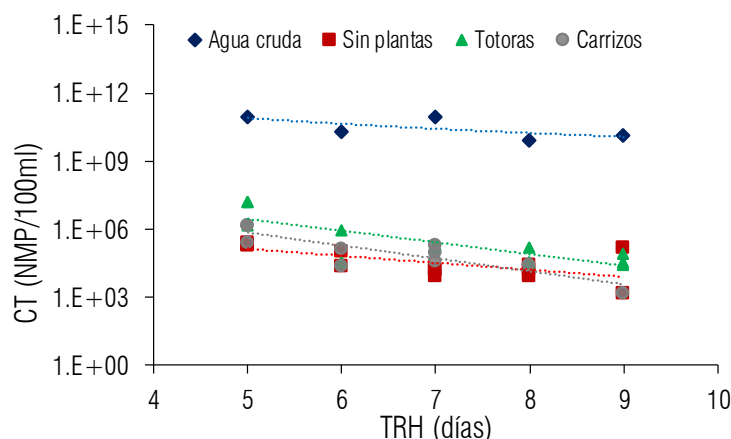


Figura 35. Concentraciones promedio de CT en el afluente y efluente de cada HSSF.

Se puede observar que los niveles de coliformes totales en la entrada son variables comprendiendo valores desde nueve hasta diez órdenes logarítmicos; sin embargo, se han conseguido remociones importantes de este contaminante, alcanzando en promedio la disminución de tres a cinco órdenes logarítmicos para los TRH en estudio (Figura 35); valores similares a los reportado por (Kadlec & Wallace, 2009). Por tanto, los reactores han alcanzado muy buenos resultados en la eficiencia de remoción de CT. En la sección siguiente se indican los porcentajes alcanzados específicamente por cada uno de los HSSF.

Por otro lado, en la Figura 35 se puede apreciar que existe una tendencia a que las concentraciones de CT en los efluentes disminuyan conforme aumenta el tiempo de residencia; por lo tanto, para los tres reactores existe una tasa de disminución del contaminante durante todo el tiempo de residencia estudiado.

4.4.1 Eficiencia en la remoción de Coliformes Totales (CT) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

En la presente sección se presenta la evaluación del rendimiento de cada uno de los reactores en lo referente a la remoción de CT; para lo cual, se han determinado los porcentajes promedio de las reducciones alcanzadas en función de los diferentes TRH ensayados. Tal como se observa en la Figura 36 a continuación.

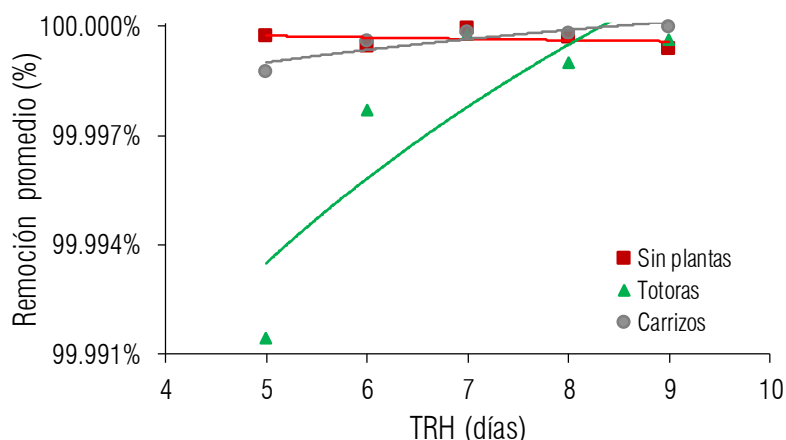


Figura 36. Remoción de CT en función del TRH

La eficiencia de remoción de CT en función del tiempo de residencia indica que los porcentajes de disminución alcanzados por los tres reactores son muy similares, con valores entre el 99,991 y el 99,999% para los TRH estudiados (Figura 36). Estos porcentajes son similares a lo reportado por Abou-Elela et al. (2013) y Molleda et al. (2008).

No existen diferencias significativas en las eficiencias alcanzadas por los reactores con plantas y el reactor sin plantas en la remoción de CT, lo cual está de acuerdo a lo indicado por Karathanasis et al. (2003).

Asimismo, en la Figura 36 se puede observar que un tiempo de residencia de cinco días es suficiente para conseguir el 99.991% % de remoción de CT; debido a que, luego de este tiempo las remociones se incrementan en un porcentaje del 0.009 hasta el noveno día.

Por último, se acota que, los porcentajes obtenidos por los tres reactores en la remoción de CT han sido alcanzados debido a los varios mecanismos que se llevan a cabo en los humedales para la depuración de este contaminante ; dichos procesos han sido descritos en la sección 2.1.4.3.

4.4.2 Eficiencia en la remoción de Coliformes Totales (CT) en función de la distancia

A continuación, se presentan los porcentajes promedios alcanzados por cada reactor en la remoción de CT en función de su distancia para los TRH de cinco, siete y nueve días; esto en base a las muestras recolectas en los puntos indicados anteriormente en la sección 4.1.2. Los principales resultados se muestran en la siguiente figura.

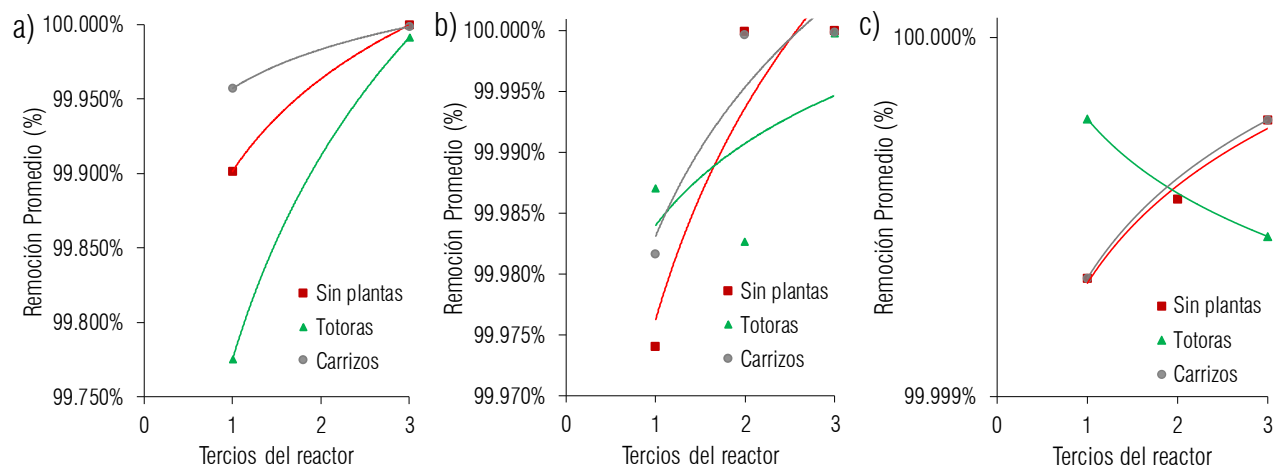


Figura 37. Remoción de CT en función de la distancia del HSSF a) TRH 5 días, b) TRH 7 días y c) TRH 9 días

Se puede observar en la Figura 37 que, un TRH de cinco días sería suficiente para conseguir el 99.991% de remoción de CT en los humedales, lo cual está de acuerdo a lo mencionado en la anterior sección (4.4.1).

Asimismo, se aprecia que independientemente del tiempo de residencia, la mayor remoción de este contaminante en los tres humedales sucede siempre en el primer tercio del reactor (Figura 37), lo cual concuerda con lo indicado por Decamp & Warren (2000).

4.4.3 Análisis con el modelo de flujo pistón

Las constantes de velocidad de reacción del sistema K_v para el parámetro de CT según el modelo de flujo pistón han sido determinadas en base a los ajustes, tanto con los datos observados como con este modelo, lo cual se lo puede observar en la Figura 38 a continuación.

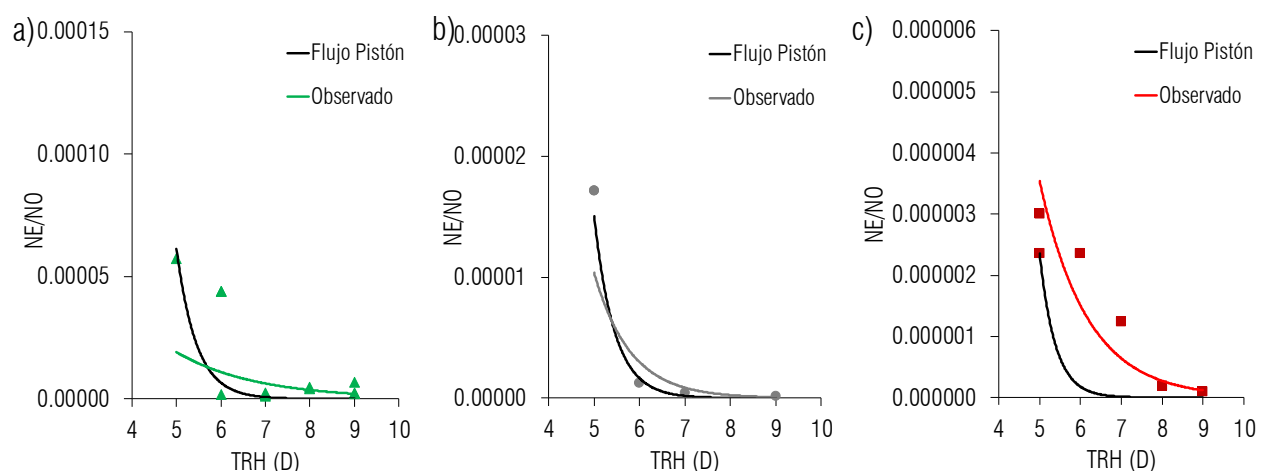


Figura 38. Ajuste con modelo de flujo pistón a) Reactor con Totoras b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

Al evaluar los resultados del modelo de flujo pistón se determina que para el caso de los reactores con totoras y sin plantas este modelo tiende a sobreestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados para los TRH en estudio; a excepción del quinto día para el primer reactor. Para el caso del reactor con carrizos el modelo ha conseguido resultados muy similares a los valores observados (Figura 38).

En función de estos ajustes (Figura 38), se presentan en la Tabla 17 las constantes cinéticas k_v que se han determinado para cada uno de los reactores y sus respectivos coeficientes de correlación (r) y de Nash-Sutcliffe (NS).

Tabla 17. Constantes de velocidad de reacción para flujo pistón y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totorá	Con Carrizo	Sin Plantas
k_v (d^{-1})	1.95	2.22	2.59
r	0.73	0.82	0.83
NS	0.61	0.61	0.55

En lo referente al rendimiento del modelo de flujo pistón, los tres reactores han alcanzado resultados satisfactorios según lo indicado por Moriasi et al. (2007) y una correlación buena (Tabla 17), obteniendo mejores resultados el reactor con carrizos en comparación a los otros dos reactores.

Asimismo, se observa que las constantes cinéticas determinadas para cada reactor presentan diferencias considerables entre cada una de ellas, esto puede deberse a las características intrínsecas que tiene cada reactor (Tabla 17).

4.4.4 Análisis con el modelo de tanques en serie

El análisis de este modelo se lo ha llevado a cabo de manera similar a lo realizado para los otros parámetros en estudio; con una concentración C^* de 0.0 #/100ml según lo indicado por Kadlec & Wallace (2009). Sin embargo, los resultados obtenidos no han sido significativos debido a que los valores del modelo no se han podido ajustar con los valores observados para los TRH en estudio; a pesar de que, se trabajó tanto en escala logarítmica como en escala normal.

Lo indicado, puede deberse a que el modelo de tanques en serie considera una dispersión importante del flujo en los humedales; por tanto, para poder ajustar los valores observados, se requieren de valores k_A muy elevados, alrededor de 1000 (m/año), los cuales en la práctica no son físicamente posibles. Por lo tanto, no han sido presentados en esta sección.

4.4.5 Reducción de carga

En esta sección se presentan las cargas de Coliformes Totales promedio removidas por los HSSF en estudio; y se compara estos resultados con lo reportado por otros autores; tal como se indica en la Tabla 18 a continuación.

Tabla 18. Cargas de remoción promedio de CT

TRH (d)	Carga removida (Log_{10} CT / 100 mL)			
	Con Totorá	Con Carrizo	Sin Plantas	Kadlec y Wallace (2009)
5-9	4.28	5.77	4.94	
-				1.62 - 2.19*
				2.12 - 2.13**

*Valores medios de 54 HSSF, ** Valores medios de 29 HSSF

Se observa que las cargas de remoción en los tres reactores son superiores a las reportadas por Kadlec & Wallace (2009). Esto puede deberse a que los TRH estudiados, abarcan un rango amplio en días y al existir una relación directa entre la eliminación de patógenos y el tiempo de residencia (Decamp & Warren, 2000), los humedales estudiados muestran mayores remociones en la carga de coliformes totales que los reportados por la bibliografía indicada.

4.5 Remoción de Escherichia coli (E. coli)

Para cada reactor estudiado se recolectaron dieciséis muestras puntuales para los TRH de nueve y siete días, y doce muestras puntuales para los TRH de cinco, seis y ocho días (sección 3.4.2.). En la Figura 39 se muestran los valores promedio de las concentraciones de Escherichia coli (E. coli) en el afluente (Agua cruda) y en los efluentes de cada HSSF (Sin plantas, Totoras y Carrizos) en función del TRH ensayado.

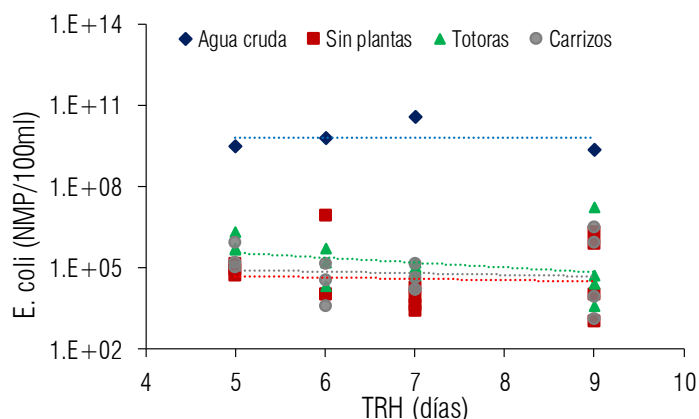


Figura 39. Concentraciones promedio de CT en el afluente y efluente de cada HSSF.

Los niveles de E. coli a la entrada, son muy variables comprendiendo valores desde nueve hasta diez órdenes logarítmicos; sin embargo, se han conseguido remociones importantes, alcanzando en promedio la disminución de tres a cinco órdenes logarítmicos para los TRH en estudio (Figura 39); por tanto, los HSSF en estudio han demostrado ser sistemas con gran potencial para

la remoción *E. coli*, lo que va de acuerdo a lo indicado por Karathanasis et al. (2003). En la sección siguiente se indican los porcentajes alcanzados específicamente por cada uno de los HSSF.

Por otro lado, en la Figura 39 se puede apreciar que existe una tendencia de *E. coli*, a disminuir en los efluentes conforme aumenta el tiempo de residencia; por lo tanto, para los tres reactores existe una tasa de disminución durante todo el tiempo de residencia estudiado, similar a los presentados para los Coliformes Totales.

4.5.1 Eficiencia en la remoción de *Escherichia coli* (*E. coli*) en función del Tiempo de Retención Hidráulico (TRH)

A continuación, se presenta la evaluación del rendimiento de cada uno de los reactores para *E. coli*; para lo cual, se calcula el promedio de las disminuciones alcanzadas en función de los diferentes TRH ensayados. Tal como se lo puede observar en la Figura 40 continuación.

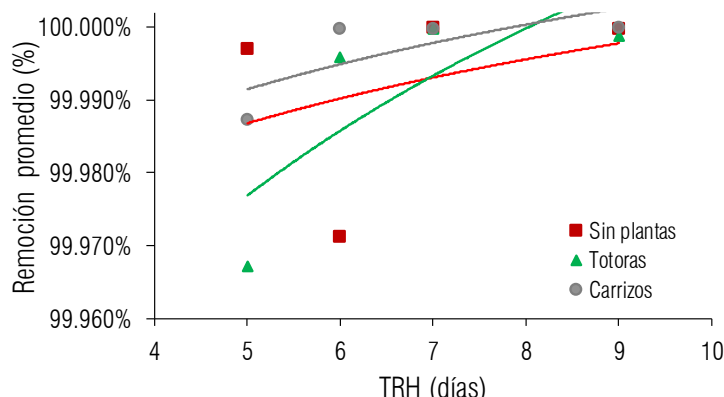


Figura 40 Remoción de *E. coli* en función del TRH

Se observa que los porcentajes de disminución alcanzados por los tres reactores son muy similares, comprendiendo valores entre el 99,96 y el 99,99% para los TRH estudiados (Figura 40). Estos porcentajes son similares a lo reportado por Karathanasis et al. (2003), Abou-Elela et al. (2013), Boutilier et al. (2011), Molleda et al. (2008) y Decamp & Warren (2000).

En este contexto, se indica que no existen diferencias significativas en las eficiencias alcanzadas por los reactores con plantas y el reactor sin plantas en la remoción de *E. coli*, lo cual está de acuerdo a lo indicado por Karathanasis et al. (2003).

Asimismo, en la Figura 40 se observa que un tiempo de residencia de cinco días es suficiente para conseguir el 99.96% % de remoción de *E. coli*; luego de este tiempo las remociones se incrementan en un porcentaje del 0.03 hasta el noveno día.

Por último se acota que, los porcentajes obtenidos por los tres reactores en la reducción de *E. coli*, han sido alcanzados debido a los varios mecanismos que se llevan a cabo en los humedales para la eliminación de esta bacteria; dichos procesos han sido descritos en la sección 2.1.4.3.

4.5.2 Eficiencia en la remoción de *Escherichia coli* (*E. coli*) en función de la distancia

Se presenta la capacidad de remoción de *E. coli* de cada uno de los reactores en función de su distancia; para lo cual, se han recolectado muestras en los puntos descritos anteriormente en la sección 4.1.2. Los principales resultados de estas pruebas se muestran en la siguiente figura.

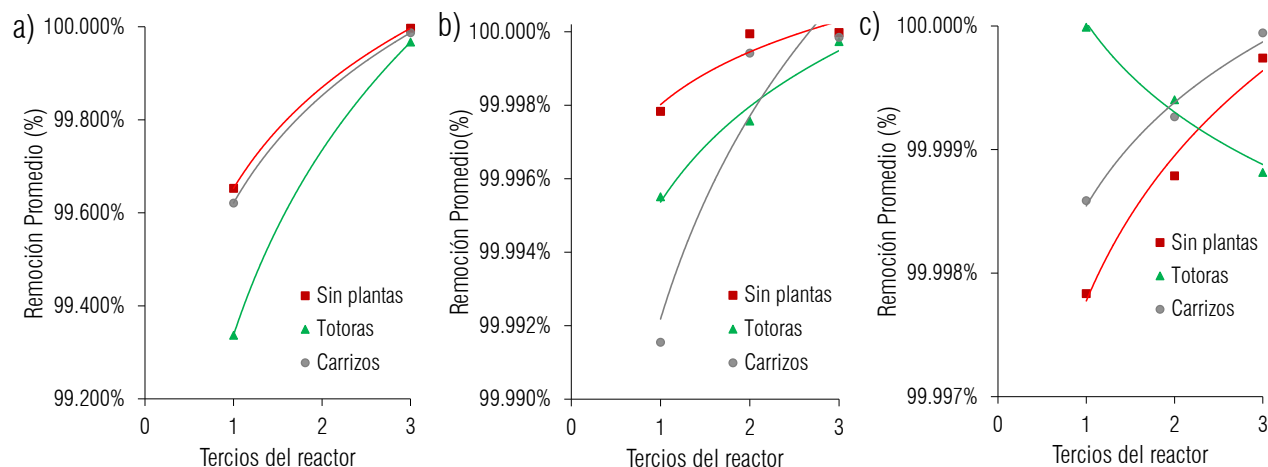


Figura 41. Remoción de *E. coli* en función de la distancia del HSSF a) TRH 5 días, b) TRH 7 días y c) TRH 9 días

Se puede observar en la Figura 41 que, un TRH de cinco días sería suficiente para conseguir el 99.991% de remoción de CT en los humedales, lo cual está de acuerdo a lo mencionado en la anterior sección (4.5.1).

Asimismo, se aprecia que independientemente del tiempo de residencia, la mayor remoción de este contaminante en los tres humedales sucede siempre en el primer tercio del reactor (Figura 41), lo cual concuerda con lo indicado por Decamp & Warren (2000).

4.5.3 Análisis con el modelo de flujo pistón

Las constantes de velocidad de reacción del sistema K_v para el parámetro de *E. coli* según el modelo de flujo pistón, han sido determinadas en base a los ajustes, tanto con los datos observados como con este modelo, lo cual se lo puede observar en la Figura 42 a continuación.

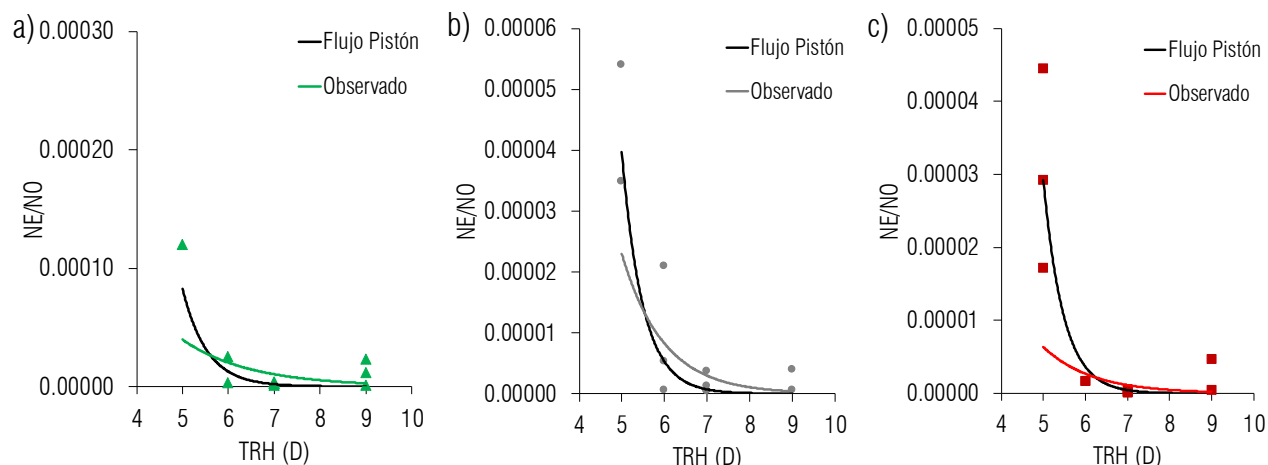


Figura 42. Ajuste con modelo de flujo pistón a) Reactor con Totora b) Reactor con Carrizo c) Reactor sin plantas

Los resultados del modelo de flujo pistón, muestran que para los tres reactores este modelo tiende a subestimar los resultados de remoción con respecto a los valores observados hasta el sexto día luego de lo cual los resultados obtenidos por el modelo son muy similares a los valores observados ().

En este contexto, en función de estos ajustes (Figura 42), se presentan en la Tabla 19 las constantes cinéticas k_v determinadas para cada uno de los reactores y sus respectivos coeficientes de correlación (r) y de Nash-Sutcliffe (NS).

Tabla 19. Constantes de velocidad de reacción para flujo pistón y eficiencias del desempeño del modelo

Parámetro	Con Totora	Con Carrizo	Sin Plantas
$k_v (d^{-1})$	1.88	2.03	2.09
r	0.75	0.68	0.90
NS	0.89	0.84	0.82

Los coeficientes obtenidos para Nash-Sutcliffe y Correlación de Pearson, indican que el modelo de flujo pistón ha alcanzado un rendimiento muy bueno para los tres reactores (Moriasi et al., 2007) y una correlación buena (Tabla 19).

Asimismo, se indica que, los tres reactores han alcanzado resultados similares, debido a que no existen diferencias significativas entre las constantes cinéticas obtenidas para cada uno de ellos (Tabla 19), lo cual está de acuerdo a lo indicado en la sección anterior (4.5.1)

4.5.4 Análisis con el modelo de tanques en serie

El análisis de este modelo se realiza de manera similar que para los otros parámetros en estudio. Sin embargo, los resultados obtenidos no han sido significativos debido a que los valores del modelo no se han podido ajustar con los valores observados para los TRH en estudio; a pesar de que, se trabajó tanto en escala logarítmica como en escala normal.

Lo indicado, puede deberse a que el modelo de tanques en serie considera una dispersión importante del flujo en los humedales; por tanto, para poder llegar a los valores observados, se requiere de valores k_A muy elevados, alrededor de 1100 (m/año), los cuales en la práctica no son físicamente posibles. Por lo tanto, no han sido presentados en esta sección.

4.5.5 Reducción de carga

En esta sección se presentan las cargas de Coliformes Totales promedio removidas por los HSSF en estudio; y se compara estos resultados con lo reportado por otros autores; tal como se indica en la siguiente tabla.

Tabla 20. Cargas de remoción promedio de E. coli

TRH (d)	Carga removida (Log_{10} E.coli / 100 mL)			Gorra et al. (2014)
	Con Totorá	Con Carrizo	Sin Plantas	
5-9	3.76	5.38	4.46	
8				2.50

Las cargas de remoción obtenidas por los tres reactores son superiores a las reportadas por Gorra et al. (2014). Esto puede deberse a que, al existir una relación directa entre la eliminación de E. coli y el tiempo de residencia (Decamp & Warren, 2000), se obtienen mayores remociones en la carga de E. coli que las reportadas por la bibliografía indicada; pues, las mayores reducciones de esta bacteria se verifican en el TRH de nueve días.

4.6 Eficiencia en la remoción de Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK) y Fósforo Total (FT) en los HSSF con respecto a la temperatura y altura.

En esta sección, se compara los porcentajes de remoción de NTK y FT alcanzados por los HSSF en estudio con respecto a países con climas fríos (Tabla 21) y con respecto a países localizados a diferentes altitudes (Tabla 22). Esto, con el fin de demostrar la potencialidad del uso de esta tecnología en la depuración de las AARR bajo condiciones de ecosistemas de montaña.



Tabla 21. Eficiencia promedio de disminución de nutrientes (%) para HSSF localizados en zonas con climas fríos.

País	T (°C)	q (cm/d)	NTK	FT	Referencia
Noruega	-5 – (-)7	2	57	97	(Mæhlum & Stålnacke, 1999)
España	5 – 15	2,85	70		(Garfí et al., 2012)
Italia	-10 – 10		27	40	(Gorra et al., 2014)
USA	0,8 – 10,3		30,2	12	(Vanier & Dahab, 2001)
Corea	-0,2	6,3	7,7	26,8	(Ham et al., 2004)
China	5 – 12	1,13	80	91	(F. Wang et al., 2012)
Ecuador	13-15	2,2 – 4	50 – 75 (totoras) 75-95 (carrizos y sin plantas)	40- 58	Esta investigación

Se puede observar que las eficiencias obtenidas en la presente investigación son buenas y similares a las reportadas en otros países, a pesar de las bajas temperaturas (Tabla 21). Pero es necesario indicar que estos resultados se han alcanzado manteniendo cargas hidráulicas (q) bajas en los HSSF; lo que indica que, no solo son necesarios TRH largos, sino velocidades de flujo bajas para obtener eficiencias elevadas en la disminución de nutrientes.

Tabla 22. Eficiencia promedio de disminución de nutrientes (%) para HSSF localizados en zonas montañosas y semi-montañosas

País	T (°C)	Altura (m.s.n.m.)	NTK	FT	Referencia
Francia	10	720	57,3	69	(Merlin et al., 2002)
Suiza	8,4	730	80 – 100		(Züst & Schönborn, 2003)
Italia		739	68,8	63,5	(Foladori et al., 2012)
R. Checa	4,3 – 7,3	520 – 862		51-62	(Vymazal & Březinová, 2014)
China		1200	71,7	68,1	(Zhai et al., 2011)
Ecuador	13-15	2400	50 – 75 (totoras) 75-95 (carrizos y sin plantas)	40-58	Esta investigación

Asimismo, se observa que la temperatura y la altura inciden en la eficiencia del tratamiento (Tabla 22); sin embargo, se pueden conseguir valores semejantes a los de otras regiones del mundo, a pesar de que existe una gran diferencia entre la altitud presentada por el resto de países y la altitud a la que se encuentran funcionando los HSSF de este estudio.

Se considera que una limitación del estudio ha sido la no consideración de la precipitación dentro del balance hídrico de los HSSF; sin embargo, en base a lo que indica la literatura, se determina que el balance aplicado en el presente trabajo es adecuado debido a que no distorsiona los resultados (Kadlec & Wallace, 2009).

.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

- El sistema de HSSF puede ser aplicado con éxito en nuestro país, particularmente en las zonas “rurales andinas”, para la depuración de las AARR, a pesar de trabajar bajo condiciones de ecosistemas de montaña, debido a que, las eficiencias alcanzadas son similares a las reportadas en otras investigaciones.
- La planta emergente que presentó la mayor eficiencia integral en la depuración de las AARR domésticas tratadas fue *Phragmites australis* conocida como carrizo.
- El análisis de los resultados obtenidos mostró que para la remoción de nutrientes mediante HSSF en las condiciones de temperatura y altura de la ciudad de Cuenca, es necesario un TRH del orden de siete días y cargas hidráulicas bajas entre 1 a 4 cm/d. A su vez, los factores de TRH y carga hidráulica tienen mayor impacto en los resultados que el tipo de planta emergente que se use en los HSSF para la disminución de nutrientes.
- La aplicación de los HSSF en estudio permitió cumplir con lo determinado en la norma ambiental correspondiente para el caso de la disminución de Nitrógeno Total Kjeldahl y Fósforo Total.
- El uso de esta tecnología puede obtener una reducción de entre tres a cinco órdenes logarítmicos de Coliformes Totales y E. coli para los TRH estudiados. A pesar de ello, para cumplir con lo determinado en la norma ambiental vigente referente al límite permitido para el caso de Coliformes Totales, se requiere el empleo de un tratamiento terciario, posterior a los HSSF en estudio.
- Se han determinado las constantes de velocidad de reacción del sistema para los modelos de flujo pistón y tanques en serie, determinándose que el de tanques en serie representó mejor el funcionamiento de los reactores de manera general, debido a que, alcanzó mejores ajustes con respecto a los datos observados. Sin embargo, para el caso de remoción de patógenos, se observó que el primer modelo, esto es el de flujo pistón, representó de mejor manera el decaimiento de estos microorganismos.
- Finalmente se indica que, la presente investigación puede servir como referencia para otros estudios bajo las condiciones de ecosistemas de montaña similares a las de la ciudad de Cuenca.

5.2 Recomendaciones

- Se sugiere futuras investigaciones que comprendan el estudio de estos HSSF tomando en cuenta la precipitación con el propósito de realizar de manera más profunda el balance hídrico del sistema.

- Se recomienda que en la misma línea de investigación del presente estudio se analicen a profundidad los procesos bioquímicos llevados a cabo en los HSSF para la remoción de los contaminantes estudiados.
- Se recomienda que se continúe realizando el monitoreo de los HSSF del presente estudio con la finalidad de analizar las eficiencias alcanzadas en la remoción de nutrientes para períodos más largos de funcionamiento; con lo cual, se podrá conocer con mayor profundidad el desempeño de esta tecnología de tratamiento.
- Podría ser de gran utilidad hacer extensivo a los Gobiernos Autónomos Descentralizados y demás autoridades gubernamentales los resultados obtenidos en la presente investigación, como marco técnico a la hora de tomar decisiones respecto del adecuado tratamiento y reúso de las aguas residuales, lo cual a su vez repercutiría en un correcto dimensionamiento y aprovechamiento de los recursos hídricos, humanos y económicos.

BIBLIOGRAFÍA

- Abou-Elela, S. I., Golinielli, G., Abou-Taleb, E. M., & Hellal, M. S. (2013). Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 61, 460–468. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.10.010>
- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (21st editi). Washington DC.
- Avalos Q., L. (2014). Suplementación de Concentrado Fibroso con Inclusión de Heno de Totora (*Schoenoplectus Tatora*) en la Alimentación de Vacas Lecheras Al Pastoreo. *Universidad Nacional Del Altiplano*. Retrieved from <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/1823?show=full>
- Bejarano, F., García, J., & García, J. G. (2014). Diseño de un humedal artificial para tratamiento de las aguas residuales domésticas de la población de Vícam, en Sonara, México.
- Boeykens, S. P., Piol, M. N., Samudio Legal, L., Saralegui, A. B., & Vázquez, C. (2017). Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.026>
- Boutilier, L., Jamieson, R., Gordon, R., & Lake, C. (2011). Modeling E.coli fate and transport in treatment wetlands using the water quality analysis and simulation program. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46(7), 680–691. <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.571576>
- Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering*, 25(5), 491–500. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>
- Bulc, T. G., & Ojstršek, A. (2008). The use of constructed wetland for dye-rich textile wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 155(1–2), 76–82. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.068>
- Calheiros, C. S. C., Rangel, A. O. S. S., & Castro, P. M. L. (2007). Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, 41(8), 1790–1798. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.012>
- Choudhary, A. K., Kumar, S., Sharma, C., & Campus, S. (2011). Constructed Wetlands : an Option for Pulp and Paper. *Electronic Journal of Environmental, Agricultural and Food Chemistry*, 10(10), 3023–3037. Retrieved from <http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-83455235627&partnerID=40&md5=cbc6d2a2cb7cbc9c5b6798d60ff21cfa>
- Clarkson, W. W., Robillard, P. D., & Harjo, R. W. (2010). Choosing Sustainable Wastewater Treatment Technologies to Enhance Integrated Watershed Management in Developing Countries. In *World Environmental and Water Resources Congress 2010* (pp. 4036–4047). Reston, VA: American Society of Civil Engineers. [https://doi.org/10.1061/41114\(371\)411](https://doi.org/10.1061/41114(371)411)
- Davis, L., United States Natural Resources Conservation Service., & United States Environmental Protection Agency. (1994). *A handbook of constructed wetlands : a guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage,*

- stormwater in the Mid-Atlantic Region*. For sale by the U.S. G.P.O., Supt. of Docs. Retrieved from <http://www.ecrr.org/Publications/tabid/2624/mod/11083/articleType/ArticleView/articleId/3306/A-Handbook-of-Constructed-Wetlands-Vol-1.aspx>
- Decamp, O., & Warren, A. (2000). Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow wetlands used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, 14(3), 293–299. Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20001911676>
- Duque, L. F., & Vázquez, R. F. (2015). MODELACIÓN DE LA OFERTA HÍDRICA EN UNA CUENCA DE MONTAÑA TROPICAL EN FUNCIÓN DE SU COBERTURA DEL SUELO, 7(MAY), 63–76.
- Fernández, D., Solis, H., Caicedo, L. F., & Acosta, M. (2015). Estrategia Nacional De Agua Y Saneamiento Del Ecuador, 1–269.
- Foladori, P., Ortigara, A. R. C., Ruaben, J., & Andreottola, G. (2012). Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. *Water Science & Technology*, 65(5), 890. <https://doi.org/10.2166/wst.2012.932>
- García, J., Rousseau, D. P. L., Morato, J., Lesage, E., Matamoros, V., & Bayona, J. M. (2010). Contaminant removal process in subsurface-flow constructed wetlands: a review. *Environmental Science & Technology*, (July 2014), 37–41. <https://doi.org/10.1080/20016491089253>
- García, J., Vivar, J., Aromir, M., & Mujeriego, R. (2003). Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds. *Water Research*, 37(11), 2645–2653. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00066-6](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00066-6)
- Garfí, M., Pedescoll, A., Bécares, E., Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., & García, J. (2012). Effect of climatic conditions, season and wastewater quality on contaminant removal efficiency of two experimental constructed wetlands in different regions of Spain. *Science of The Total Environment*, 437, 61–67. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.087>
- Gasiunas, V., Strusevicius, Z., & Strusevicius, M.-S. (2005). Pollutant Removal by Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands in Lithuania. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40(6–7), 1467–1478. <https://doi.org/10.1081/ESE-200055889>
- González D., O. (2011). Metodología para el diseño de humedales con flujo subsuperficial horizontal. *Ingeniería Hidráulica Y Ambiental*, V, 32, No. 1,(1), 61–70. Retrieved from <https://www.mendeley.com/viewer/?fileId=5145eb1d-d85c-e9d5-6540-5a31b816e322&documentId=ce63efb1-bdc3-3e62-9e72-dc5f42a303bd>
- González E., F. D. (2011). *Diseño de una Planta de Tratamiento Piloto de Aguas Residuales Domésticas para el Conjunto Residencial Matisse utilizando un Humedal Artificial*. Universidad de San Francisco.
- Gorra, R., Freppaz, M., Zanini, E., & Scalenghe, R. (2014). Mountain dairy wastewater treatment with the use of a “irregularly shaped” constructed wetland (Aosta Valley, Italy). *Ecological Engineering*, 73, 176–183. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.013>
- Guanuchi Q., A. (2012). *Diseño de Sistema de humedales artificiales para el Saneamiento del*

agua de la Comunidad de Cochapata del Cantón Nabón-Azuay-Ecuador. Universidad Politécnica de Valencia.

- Guerra F., L. (2012). *Instalación de un sistema de humedales artificiales para el tratamiento de agua de un reservorio en la granja de la Universidad de San Francisco de Quito*. Universidad San Francisco de Quito.
- Ham, J.-H., Yoon, C. G., Hwang, S.-J., & Jung, K.-W. (2004). Seasonal Performance of Constructed Wetland and Winter Storage Pond for Sewage Treatment in Korea. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 39(5), 1329–1343. <https://doi.org/10.1081/ESE-120030335>
- Healy, M., & Cawley, A. M. (2002). Nutrient Processing Capacity of a Constructed Wetland in Western Ireland. *Journal of Environment Quality*, 31(5), 1739. <https://doi.org/10.2134/jeq2002.1739>
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. (2009). *Treatment wetlands* (Second edi). United States of America: CRC Press.
- Karathanasis, A. D., Potter, C. L., & Coyne, M. S. (2003). Vegetation effects on fecal bacteria , BOD , and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 20, 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(03\)00011-9](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(03)00011-9)
- Kipasika, H. J., Buza, J., Lyimo, B., Miller, W. A., & Njau, K. N. (2014). Efficiency of a constructed wetland in removing microbial contaminants from pre-treated municipal wastewater. *Physics and Chemistry of the Earth*, 72, 68–72. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.09.003>
- Kohler, E. A., Poole, V. L., Reicher, Z. J., & Turco, R. F. (2004). Nutrient, metal, and pesticide removal during storm and nonstorm events by a constructed wetland on an urban golf course. *Ecological Engineering*, 23(4–5), 285–298. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.11.002>
- Larriva, J., & González, O. (2017a). Cinética de la remoción de DBO 5 en humedales con flujo sub-superficial horizontal Kinetics of BOD 5 removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, XXXVIII(1), 17–30.
- Larriva, J., & González, O. (2017b). Modelación hidráulica de humedales artificiales de flujo sub-superficial horizontal Hydraulic modelling for horizontal subsurface flow constructed wetlands, XXXVIII(1), 3–16.
- Levenspiel. (2004). *Ingeniería de las reacciones químicas* (Tercera Ed).
- Li, L., Li, Y., Biswas, D. K., Nian, Y., & Jiang, G. (2008). Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*, 99(6), 1656–1663. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.04.001>
- Mæhlum, T., & Stålnacke, P. (1999). Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: Effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. *Water Science and Technology*, 40(3), 273–281. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00441-2](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00441-2)
- Malaviya, P., & Singh, A. (2012). *Constructed Wetlands for Management of Urban Stormwater*

- Runoff. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(20), 2153–2214. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574107>
- Mburu, N., Tebitendwa, S. M., Rousseau, D. P. L., van Bruggen, J. J. A., & Lens, P. N. L. (2013). Performance Evaluation of Horizontal Subsurface Flow–Constructed Wetlands for the Treatment of Domestic Wastewater in the Tropics. *Journal of Environmental Engineering*, 139(3), 358–367. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000636](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000636)
- Merlin, G., Pajean, J.-L., & Lissolo, T. (2002). Performances of constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural mountainous area. *Hydrobiologia*, 469(1–3), 87–98. <https://doi.org/10.1023/A:1015567325463>
- Mitsch, W. J., & Jørgensen, S. E. (2003). Ecological engineering: A field whose time has come. *Ecological Engineering*, 20(5), 363–377. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2003.05.001>
- Molleda, P., Blanco, I., Ansola, G., & de Luis, E. (2008). Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. *Ecological Engineering*, 33(3–4), 252–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.001>
- Montgomery, M. A., & Elimelech, M. (2007). Water And Sanitation in Developing Countries: Including Health in the Equation. *Environmental Science & Technology*, 41(1), 17–24. <https://doi.org/10.1021/es072435t>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.
- Nahlik, A. M., & Mitsch, W. J. (2006). Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*, 28(3), 246–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.07.006>
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I- a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(North-Holland Publishing Co., Amsterdam), 282–290.
- Rai, U. N., Tripathi, R. D., Singh, N. K., Upadhyay, A. K., Dwivedi, S., Shukla, M. K., ... Nautiyal, C. S. (2013). Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river. *Bioresource Technology*, 148, 535–541. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.005>
- Rivas H., A. Tecnologías de tratamiento de aguas residuales (2016). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Rivera, F., Warren, A., Curds, C. R., Robles, E., Gutierrez, A., Gallegos, E., & Calderón, A. (1997). The application of the root zone method for the treatment and reuse of high-strength abattoir waste in Mexico. *Water Science and Technology*, 35(5), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00078-4](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00078-4)
- Rolim, S. (2000). *Sistemas de lagunas de estabilización : cómo utilizar aguas residuales tratadas en sistemas de regadío*. MacGraw-Hill. Retrieved from https://books.google.com.ec/books?id=-SIENQAACAAJ&dq=sistemas+de+lagunas+de+estabilización+sergio+rolim+mendonca+pdf&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwit8c_5uq3WAhXBKCYKHYP-B9YQ6AEIJTAA

- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, 112, 429–448. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>
- Sánchez Ramos, D. (2013). *Diseño y Modelización de Humedales para el Tratamiento de Efluentes de Depuradora. Tesis Doctoral*. Universidad de Castilla-La Mancha.
- Scholz, M., & Lee, B. (2005). Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies*, 62(4), 421–447. <https://doi.org/10.1080/00207230500119783>
- Sehar, S., Aamir, R., Naz, I., Ali, N., & Ahmed, S. (2013). Reduction of Contaminants (Physical, Chemical, and Microbial) in Domestic Wastewater through Hybrid Constructed Wetland. *ISRN Microbiology*, 2013, 350260. <https://doi.org/10.1155/2013/350260>
- SENAGUA. (2016). Estrategia Nacional de Agua Potable y Saneamiento. *Secretaría Nacional Del Agua*, 80.
- Shalaby, I. M. I., Altalhy, A. D., & Mosallam, H. A. (2008). Preliminary Field Study of a Model Plant for Sewage Water Treatment Using Gravel Bed Hydroponics Method, 4(2), 238–243.
- Shannon, M. a, Bohn, P. W., Elimelech, M., Georgiadis, J. G., Mariñas, B. J., & Mayes, A. M. (2008). Science and technology for water purification in the coming decades. *Nature*, 452(7185), 301–10. <https://doi.org/10.1038/nature06599>
- Shrestha, R. R., Haberl, R., Laber, J., Manandhar, R., & Mader, J. (2001). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Nepal. *Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 44(11–12), 381–6. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11804122>
- Stearman, G. K., George, D. B., Carlson, K., & Lansford, S. (2003). Pesticide Removal from Container Nursery Runoff in Constructed Wetland Cells. *Journal of Environment Quality*, 32(4), 1548. <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1548>
- Stefanakis, A., Akrotos, C. S., & Tsihrintzis, V. A. (2014). *Vertical flow constructed wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment*. Elsevier Science. Retrieved from <https://www.kobo.com/us/en/ebook/vertical-flow-constructed-wetlands>
- Stefanakis, A., & Tsihrintzis, V. (2012). Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 416–430. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>
- Tang, X., Huang, S., Scholz, M., & Li, J. (2009). Nutrient Removal in Pilot-Scale Constructed Wetlands Treating Eutrophic River Water: Assessment of Plants, Intermittent Artificial Aeration and Polyhedron Hollow Polypropylene Balls. *Water, Air, and Soil Pollution*, 197(1–4), 61–73. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9791-z>
- Tobin, J. (John W. (2012). *The right to health in international law*. Oxford University Press.
- Tunçsiper, B., Drizo, A., & Twohig, E. (2015a). Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment — VT, USA. *Catena*, 135, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.028>

- Tunçsiper, B., Drizo, A., & Twohig, E. (2015b). Constructed wetlands as a potential management practice for cold climate dairy effluent treatment — VT, USA. *Catena*, 135, 184–192. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.07.028>
- U.S. EPA. (2000a). Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. *U.S. EPA Office of Research and Development*, (September), 166. Retrieved from <http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/Pubs/2001/wetlands/625r99010.pdf>
- U.S. EPA. (2000b). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales - Humedales de flujo subsuperficial. *U.S. EPA Office of Water*, 13.
- U.S. EPA. (2000c). Guiding Principles For Constructed Treatment Wetlands: Providing for Water Quality and Wildlife Habitat. *U.S. EPA Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds*, (October), 25.
- U.S. EPA. (2004). Constructed Treatment Wetlands. *U.S. EPA*, 2.
- Vanier, S. M., & Dahab, M. F. (2001). Start-Up Performance of a Subsurface-Flow Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment. *Environmental Technology*, 22(5), 587–596. <https://doi.org/10.1080/09593332208618260>
- Vinueza E., J. (2014). *Diseño De Un Sistema De Pantanos Artificiales Para El Tratamiento De Aguas Negras Y Grises Del Campo Base Y Área De Mantenimiento El Coca De La Empresa Triboilgas*. Universidad Central del Ecuador.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380(1–3), 48–65. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>
- Vymazal, J. (2010a). Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, 2(3), 530–549. <https://doi.org/10.3390/w2030530>
- Vymazal, J. (2010b). *Water and nutrient management in natural and constructed wetlands*. Springer Science+Business Media B.V.
- Vymazal, J. (2011). Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. *Environmental Science and Technology*, 45(1), 61–69. <https://doi.org/10.1021/es101403q>
- Vymazal, J. (2014). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*, 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>
- Vymazal, J., & Březinová, T. (2014). Long term treatment performance of constructed wetlands for wastewater treatment in mountain areas: Four case studies from the Czech Republic. *Ecological Engineering*, 71, 578–583. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.075>
- Vymazal, J., & Kropfelová, L. (2009). Removal of organics in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: A review of the field experience. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3911–3922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.032>
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2008). *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. Springer.
- Wang, F., Liu, Y., Ma, Y., Wu, X., & Yang, H. (2012). Characterization of nitrification and microbial community in a shallow moss constructed wetland at cold temperatures. *Ecological Engineering*, 42, 124–129. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.006>

- Wang, M., Zhang, D. Q., Dong, J. W., & Tan, S. K. (2017). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate — A review. *Journal of Environmental Sciences*, 57, 293–311. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.12.019>
- Wilkinson, G. M. (2017). Eutrophication of Freshwater and Coastal Ecosystems. In *Encyclopedia of Sustainable Technologies* (pp. 145–152). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.10160-5>
- World Health Organization, & United National Children's Fund. (2017). *Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene*. Retrieved from https://www.unicef.org/media/media_96632.html
- Yang, L., & Hu, C. C. (2005). Treatments of oil-refinery and steel-mill wastewaters by mesocosm constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, 51(9). Retrieved from <http://iwaponline.com/content/51/9/157>
- Yang, Z., Zheng, S., Chen, J., & Sun, M. (2008). Purification of nitrate-rich agricultural runoff by a hydroponic system. *Bioresource Technology*, 99(17), 8049–8053. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.03.040>
- Zhai, J., Xiao, H. W., Kujawa-Roeleveld, K., He, Q., & Kerstens, S. M. (2011). Experimental study of a novel hybrid constructed wetland for water reuse and its application in Southern China. *Water Science and Technology*, 64(11). Retrieved from <http://wst.iwaponline.com/content/64/11/2177>
- Zhang, D., Jinadasa, K. B. S. N., Gersberg, R. M., Liu, Y., Ng, W. J., & Tan, S. K. (2014). Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, 141, 116–131. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.03.015>
- Zhang, J., Sun, H., Wang, W., Hu, Z., Yin, X., Ngo, H. H., ... Fan, J. (2016). Enhancement of surface flow constructed wetlands performance at low temperature through seasonal plant collocation. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.11.006>
- Züst, B., & Schönborn, A. (2003). Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climates: planted soil filter Schattweid—13 years' experience. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates.*, 55–68.